Canada

Santé et Bien-être social Canada | Health and Welfare Canada

84-DHM-82

la désinfection des eaux usées municipales au canada - besoin et application

85-3469/

LA DÉSINFECTION DES EAUX USÉES MUNICIPALES AU CANADA
BESOIN ET APPLICATION

Rapport du Groupe de travail sur la
désinfection des eaux usées
à l'intention du
Comité consultatif fédéral-provincial
de l'hygiène du milieu et du travail

Direction de l'hygiène du milieu
Direction générale de la protection de la santé

Publication autorisée par le
ministre de la Santé nationale et du Bien-être social

84-DHM-82

ON PEUT OBTENIR DES EXEMPLAIRES
DE CE RAPPORT EN S'ADRESSANT À LA

Direction des affaires publiques
Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social
5e étage
Immeuble Brooke-Claxton
Ottawa K1A 0K9

Also available under the title

"Municipal Wastewater Disinfection in Canada - Need and Application"

RÉSUMÉ À L'INTENTION DE LA DIRECTION

HISTORIQUE

La controverse au sujet de la désinfection des eaux usées tire son origine de deux principes fondamentaux, et d'ailleurs complémentaires, soit: la protection de la santé de l'homme et la conservation d'un environnement naturel sain.

Les rejets provenant des stations de traitement des eaux usées des municipalités constituent souvent une source importante de microorganismes pathogènes pour le milieu récepteur. De tels rejets sont susceptibles de présenter un danger pour les approvisionnements en eau, les eaux réceptrices et les terres utilisées à des fins récréatives et agricoles ainsi que pour diverses autres activités associées à l'eau. L'inactivation ou la destruction des microorganismes pathogènes dans les stations de traitement municipales peut limiter la dispersion des pathogènes dans le milieu environnant et rompre les cycles d'infections associés à des pathogènes qui peuvent exister.

Au Canada, on n'utilise pratiquement que la chloration pour la désinfection des effluents de stations de traitement des eaux usées des municipalités. Même si, lorsqu'il est bien conçu et appliqué, ce procédé peut réduire le nombre de microorganismes pathogènes, il ne parvient pas à les éliminer complètement. De plus, le procédé engendre des résidus et des sous-produits de désinfectants en concentrations qui peuvent être toxiques pour la faune et la flore aquatiques et qui, à long terme, peuvent avoir des effets sur la santé des humains.

Dans l'environnement, les microorganismes pathogènes finissent par mourir ou bien ils sont détruits par un processus naturel. Leur destruction est attribuable à de nombreux facteurs, notamment: la température ambiante, les effets antagonistes de la flore microbienne naturelle, l'exposition aux rayons ultraviolets, la prédation, etc. Lorsque le temps qui s'écoule entre le rejet de l'effluent et l'utilisation du milieu récepteur par l'homme est suffisant pour permettre une élimination naturelle des pathogènes, on peut se demander s'il est nécessaire d'effectuer une désinfection. Ce qui importe, c'est le temps qu'il faut pour que l'épuration naturelle se fasse dans l'environnement et cela dépend de conditions locales particulières au site.

Placé devant ces faits, le Comité consultatif fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail a recommandé la création d'un groupe de travail national pour étudier

les lignes de conduite actuellement appliquées au Canada en ce qui concerne la désinfection des eaux usées et formuler des recommandations au sujet des règles et des recherches jugées nécessaires pour tirer le meilleur parti possible de la désinfection des eaux usées afin de favoriser la santé des humains et la préservation de l'environnement.

GROUPE DE TRAVAIL SUR LA DÉSINFECTION DES EAUX USÉES

Le Groupe de travail fédéral-provincial sur la désinfection des eaux usées a été formé le 15 octobre 1979; il comprenait des représentants de Terre-Neuve, du Nouveau-Brunswick, de la Nouvelle-Écosse, de l'Ontario, du Manitoba, de l'Alberta, des Territoires du Nord-Ouest, de Santé et Bien-être social Canada et d'Environnement Canada. Les représentants du gouvernement fédéral se sont occupés conjointement du secrétariat alors que le représentant de l'Ontario, le docteur P. Seto, a été nommé président du Groupe de travail.

Le Groupe de travail fédéral-provincial a été chargé plus particulièrement d'étudier la nécessité et la pratique de la désinfection des eaux usées municipales et, au besoin, d'élaborer des méthodes pour évaluer, suivant les endroits, quel genre de désinfection pourrait être requis pour protéger les eaux, tant du point de vue de l'hygiène publique que de l'environnement. De plus, le Groupe devait compiler un inventaire national des recherches antérieures et en cours, ainsi que des applications pratiques, identifier les besoins en matière de recherche pour l'avenir et recommander une méthode pratique pour la coordination des recherches, ainsi que la diffusion des résultats et des renseignements.

Les membres du Groupe de travail se sont réunis cinq fois au cours des deux ans qui ont suivi. Leurs discussions ont surtout porté sur l'étude du très grand nombre de documents disponibles et sur l'expérience personnelle de chacun des membres dans ce domaine. Une aide technique complémentaire a été obtenue des organismes provinciaux et fédéraux participants. De plus, plusieurs spécialistes ont été invités à prendre la parole devant le Groupe sur divers sujets et problèmes choisis.

PRINCIPALES CONCLUSIONS TIRÉES PAR LE GROUPE DE TRAVAIL

Les principales conclusions tirées par le Groupe peuvent se résumer comme suit.

(1) La nécessité d'effectuer une désinfection généralisée des eaux usées municipales déversées dans les eaux de surface (c'est-à-dire, les eaux douces et l'eau de mer) ne peut pas être établie à partir de données épidémiologiques portant sur les années passées.

Bien que les données sur la présence de microorganismes pathogènes dans des effluents traités soient très abondantes, il n'existe pas de preuve directe que de tels déversements aient causé des maladies sauf lorsqu'ils sont fortement contaminés par des excréments humains ou pendant des épidémies. Le Groupe de travail en conclut que nous ne disposons pas suffisamment de données épidémiologiques pour être justifié d'exiger partout la désinfection des eaux d'égout dans des usines d'épuration. Le Groupe pense plutôt que pour décider s'il faut "oui ou non" désinfecter les eaux usées municipales, il faut étudier chaque situation et tenir compte des besoins des localités ainsi que des usages actuels et éventuels des eaux réceptrices. Ce faisant, il faut évaluer les risques pour la santé et pour l'environnement en se fondant sur les règlements et les critères relatifs à la qualité des eaux et des effluents.

(2) Les observations sur le terrain sont peu nombreuses en ce qui concerne les effets nocifs de résidus et de sous-produits de désinfectants sur le milieu aquatique et la santé de la population au Canada.

Il existe une très grande quantité de données de laboratoire au sujet des effets aigus et chroniques de faibles concentrations de chlore résiduel sur les organismes aquatiques. Les observations pratiques qui montrent clairement l'effet nocif de rejets de chlore résiduel sur l'environnement canadien sont moins abondantes. La détermination des effets que pouvaient avoir des résidus et des sous-produits de désinfectants sur l'écosystème aquatique s'est faite à l'échelle locale, et il est impossible de mesurer quantitativement en tant que tels, les avantages que présente pour l'environnement le fait de réduire le nombre de ces rejets ou de les éliminer.

Des analyses de laboratoire ont montré que des composés organochlorés se forment pendant le processus de chloration des eaux usées. Des études biologiques préliminaires entreprises pour déterminer l'effet que quelques-uns de ces composés pourraient avoir sur le biota aquatique ont révélé qu'il y avait très peu de risques aux concentrations et dans les conditions étudiées. Il faut poursuivre les recherches pour bien examiner toute cette question. Il a été prouvé que les composés organochlorés ont des effets nocifs sur la santé des humains et par conséquent, il est évident qu'il faut chercher à comprendre à fond leur formation, leur élimination et leur comportement dans le milieu.

Au Canada, les usines d'épuration des eaux usées n'ont employé aucun autre désinfectant ou procédé de désinfection. Nous ne possédons donc pas de renseignements pratiques au sujet des effets sur l'environnement et sur la santé d'autres procédés de désinfection.

(3) Il existe au Canada deux approches administratives très différentes pour décider de la nécessité de désinfecter les eaux usées dans des usines d'épuration municipales.

Les provinces s'entendent sur le fait qu'il appartient aux autorités locales de se prononcer sur la nécessité de désinfecter les eaux usées. Toutefois, deux approches administratives très différentes sont employées au Canada pour établir des spécifications pour chaque endroit. On exige d'une part la désinfection de tous les effluents d'eaux usées municipales; mais certaines municipalités peuvent en être dispensées si elles peuvent prouver que le fait de ne pratiquer aucune désinfection durant certaines saisons ou pendant toute l'année n'accroît pas sensiblement les risques pour la santé des humains. L'autre approche suppose une étude cas par cas, faite par l'organisme provincial responsable, afin d'évaluer le risque que le rejet des eaux usées municipales peut présenter pour la santé de la population. Des exigences en matière de désinfection sont ensuite définies pour chaque cas. Chaque approche tient compte des pratiques antérieures et des démarches administratives. Chaque approche est acceptable pourvu que le processus d'étude permette aux autorités médicales et au personnel chargé de la gestion des ressources de faire valoir leur point de vue en ce qui concerne les spécifications pour chaque endroit.

(4) Les directives ou les normes provinciales relatives à la conception, à l'application et au contrôle des procédés de chloration varient d'une province à l'autre et, dans certains cas, elles peuvent ne pas suffire à assurer une réduction efficace des teneurs en microorganismes pathogènes et en résidus et sous-produits des désinfectants dans les effluents des eaux usées municipales.

Les critères relatifs à la conception, à l'application et au contrôle des procédés de chloration des eaux usées varient d'une province à l'autre. Il existe des techniques qui permettent de chlorer les eaux usées de façon à assurer une réduction maximale des concentrations de pathogènes tout en protégeant l'écosystème aquatique. Certaines provinces peuvent exiger l'application de critères de conception plus rigoureux et une amélioration des méthodes opérationnelles pour atteindre ces objectifs.

(5) Les renseignements indispensables pour comprendre la nécessité, l'application et les effets de la désinfection des eaux usées font défaut dans plusieurs domaines. Les recherches doivent être poursuivies.

Depuis bon nombre d'années, des organismes fédéraux et provinciaux s'occupant de la santé et de l'environnement ont entrepris ou financé des recherches sur la désinfection

des eaux usées. Toutefois, certains sujets importants demeurent inexplorés, comme la question de l'optimisation du rendement d'autres procédés de désinfection, de l'utilisation d'indicateurs microbiologiques dans les effluents d'eaux usées et dans l'environnement et aussi la formation et l'élimination des résidus et des dérivés de désinfectant dans le processus de désinfection.

RECOMMANDATIONS DU GROUPE DE TRAVAIL

Voici les principales recommandations formulées par le Groupe de travail à la suite de ses observations et de ses discussions.

(1) Faute de données épidémiologiques concluantes pour justifier une politique nationale sur la désinfection ou la non désinfection généralisée des eaux usées, il faut avoir recours à l'étude, à l'échelle locale, de la nécessité de la désinfection pour chaque endroit.

(2) Chaque organisme provincial doit élaborer et utiliser des dispositions pour que les évaluations locales soient uniformes et complètes. Le Groupe de travail a mis au point une méthode d'évaluation pour des études de cas individuels et déterminé certains paramètres clés qu'il considère essentiels pour l'évaluation. Ces dispositions peuvent être appliquées soit pour imposer la désinfection des eaux usées, soit pour en dispenser.

(3) Le processus de désinfection doit être appliqué d'une façon qui assure l'élimination efficace des microorganismes. La définition de ce qui constitue une élimination efficace des bactéries dans un effluent d'eaux usées traitées varie, à l'heure actuelle, d'un endroit à l'autre. Les quelques recherches qui ont été faites dans ce domaine semblent prouver qu'il est possible d'obtenir régulièrement des effluents dans lesquels la numération des coliformes totaux est de 2500/100 mL et la teneur en coliformes fécaux, de 200/100 mL en appliquant convenablement la chloration avec des doses relativement faibles. Le Groupe de travail considère qu'il est raisonnable de viser ces paramètres bactériologiques pour une désinfection efficace. Les exigences en matière de désinfection de l'effluent seront toutefois dictées par des caractéristiques locales et des utilisations particulières de l'eau.

(4) Il faudrait rédiger un manuel portant sur la conception, l'application et le contrôle des procédés de chloration des eaux usées. Les résultats de recherches pratiques et de techniques en ce qui concerne la désinfection et la détoxication après la

désinfection des effluents d'eaux usées traitées doivent être recueillis et diffusés pour qu'on rende les critères de désinfection des eaux usées plus rigoureux et qu'on améliore les méthodes utilisées à cet effet. Il faut d'abord examiner la question de la chloration et de la déchloration.

(5) Les organismes fédéraux et provinciaux doivent entreprendre ou financer des recherches et la collecte des données au sujet des conséquences de la désinfection des eaux usées pour les humains et l'environnement afin d'obtenir une base de données reposant sur des données scientifiques pour l'élaboration de lignes de conduite. Le Groupe de travail a déterminé des domaines à explorer, soit: la recherche et la formulation de normes microbiologiques reposant sur des données scientifiques pour la protection de la santé des humains; les possibilités de survie et de reprise de la croissance des organismes pathogènes dans le milieu; la formation de composés chimiques toxiques au cours de la désinfection des eaux usées; d'autres solutions que la chloration pour la désinfection des eaux usées, le facteur R de résistance transférable dans les coliformes et les coliformes fécaux; la survie de microorganismes indicateurs et pathogènes dans les bassins de stabilisation des eaux d'égout; l'efficacité de la chloration dans l'élimination des virus; des méthodes de dépistage des virus et des parasites; la mise au point de méthodes et d'appareils fiables pour le dosage de faibles concentrations de chlore résiduel; l'utilisation d'étangs de stockage pour l'élimination du chlore dans les effluents d'eaux usées, et l'optimisation de la désinfection des effluents primaires. Il faudrait également développer davantage le système national de déclaration des maladies d'origine hydrique pour constituer une banque de données canadiennes en vue d'études épidémiologiques.

(6) Les organismes chargés de la gestion des ressources et de l'environnement doivent continuer à établir des dossiers sur des cas particuliers et des observations sur le terrain pour illustrer les effets des résidus et des sous-produits des désinfectants sur la faune et la flore aquatiques et sur leur habitat. Ce travail servirait de complément aux études de laboratoire actuelles (et futures) et permettrait de déterminer dans quelle mesure les résultats de recherches correspondent à la situation relevée sur le terrain.

(7) Un organisme permanent formé de fonctionnaires fédéraux et provinciaux oeuvrant dans des organismes responsables de l'environnement et de l'hygiène publique doit être mis sur pied pour identifier, coordonner et surveiller les besoins en matière de recherche sur la désinfection des eaux usées et établir des priorités, ainsi que pour diffuser les résultats de la recherche en vue d'en faire l'application pratique au Canada. Des ministères (par exemple, Santé et Bien-être social Canada et Environnement Canada) devraient assumer la gestion de ce programme, et le groupe fédéral-provincial envisagé agirait à titre de conseiller technique.

MEMBRES DU GROUPE DE TRAVAIL FÉDÉRAL-PROVINCIAL SUR LA DÉSINFECTION DES EAUX USÉES

PRÉSIDENT
Représentant de l'Ontario

Dr P. Seto, chef
Municipal Sewage Unit
Pollution Control Branch
Ministère de l'Environnement de l'Ontario
40, avenue St. Clair ouest
Toronto (Ontario)

SECRÉTARIAT
Santé et Bien-être social Canada
Représentante

Mme V.M. Douglas, chimiste
Division de la surveillance
et des critères
Centre d'hygiène du milieu
Parc Tunney
Ottawa (Ontario)
K1A 0L2

Environnement Canada
Représentant

M. D.J. Hay, ingénieur principal
de programme
Division concernant les municipalités
Direction de la dépollution
et du contrôle
Environnement Canada
Direction générale de la pollution
des eaux
Ottawa (Ontario)
K1A 1C8

REPRÉSENTANTS DES PROVINCES

Alberta

M. David Spink, chef
Special Projects Section
Municipal Engineering Branch
Standards and Approvals Division
5e étage, Oxbridge Place
9820 - 106e rue
Edmonton (Alberta)
T4K 2J6

Manitoba

M. Kelly Kjartanson
Environmental Control Services Branch
Ministère de l'Environnement du Manitoba
Boîte postale 7, 139, avenue Tuxedo
Winnipeg (Manitoba)
R3C 0V8

Nouveau-Brunswick	M. P.M. Tracey, microbiologiste Regional Laboratory Ministère de la Santé 8, rue Castle Saint-Jean (Nouveau-Brunswick) E2L 3B8
Terre-Neuve	M. K. Dominie, ingénieur de l'environnement Department of Consumer Affairs and Environment, 100, avenue Elizabeth Elizabeth Towers, Saint-Jean (Terre-Neuve)
Nouvelle-Écosse	M. P.J. Casey, directeur Division of Public Health Engineering Department of Health Boîte postale 488 Halifax (Nouvelle-Écosse) B3J 2R8
Territoires du Nord-Ouest	M. Vern Christensen, chef Water and Sanitation Section Town Planning and Lands Division Department of Local Government Government of Northwest Territories Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest) X0E 1H0

REMERCIEMENTS

Le Groupe de travail fédéral-provincial sur la désinfection des eaux usées désire reconnaître l'aide que lui ont accordé de nombreux services gouvernementaux, des organisations et des individus pour la préparation de la présente publication.

Nous remercions tout spécialement Monsieur S.A. Ross, d'Environnement Canada, qui s'est chargé de colliger et de coordonner la première version de ce travail et en a lui-même rédigé une bonne partie.

Le Groupe de travail désire exprimer ses remerciements à ceux qui ont pris la parole lors de ses réunions, notamment: Monsieur B.L. Miranda du ministère de la Santé de l'Ontario, Madame A.H. Vajdie, d'Environnement Ontario, le docteur M.D. Palmer, Goce and Storrie Limited, le docteur R. Martin du Victoria General Hospital à Halifax (Nouvelle-Écosse), Monsieur L. MacLeod, Nova Scotia Department of Fisheries, Monsieur W. Stackiw, Manitoba Health Services Commission, le docteur B. French, ministère de la Santé du Manitoba et Monsieur J. Bell d'Environnement Canada.

Nous devons également remercier: le docteur E.C.D. Todel de Santé et Bien-être social Canada, Monsieur P. Warner, ministère de la Santé du Manitoba, Monsieur A.G. Hazelwood, Division de la protection de la santé, Gouvernement de la Saskatchewan, Monsieur R.A. MacDonald, Environnement Saskatchewan, Monsieur M. Van den Bosch, ministère de l'Environnement du Manitoba, le docteur M. Taylor, Environnement Canada et Monsieur P. Chamut, Pêches et Océans Canada, qui ont révisé la dernière version du manuscrit.

Nous désirons souligner la collaboration très appréciée des membres du Bureau des dangers des produits chimiques de la Direction de l'hygiène du milieu du ministère de la Santé nationale et du Bien-être social dont les noms suivent: le docteur R.S. Tobin, Madame T. Arbuckle Scholz, le docteur D. Wigle, le docteur J.A. Buccini et Monsieur J.R. Hickman.

Nous remercions enfin de leur précieuse aide, les experts dont les noms suivent: Monsieur J. Shaw, Santé et Bien-être social Canada, Monsieur S. McClure, Environnement Alberta , Monsieur C. Orcutt, ministère des Mines du Manitoba, le docteur J. Payne, Pêches et Océans Canada, Monsieur T. Ho, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Monsieur L. Jensen et Monsieur A. Murphy, T.N.-O., Santé et Bien-être social Canada ainsi que le docteur V.C. Armstrong et le docteur P. Toft, Santé et Bien-être social Canada.

TABLE DES MATIÈRES

		Page
1	INTRODUCTION	1
1.1	Historique et objectifs du Groupe de travail	1
1.2	Approche du Groupe de travail	1
2	MÉTHODES ACTUELLEMENT APPLIQUÉES	4
2.1	Modes de chloration	6
2.2	Les sources de contamination bactériologique et leur contrôle	9
2.2.1	Eaux usées municipales	9
2.2.1.1	Eaux usées brutes	11
2.2.1.2	Effluent primaire (sédimentation)	11
2.2.1.3	Effluent secondaire (biologique) et tertiaire	13
2.2.1.4	Effluent d'un bassin de stabilisation	13
2.2.2	Rejets d'eaux pluviales	17
2.2.3	Égouts mixtes	18
2.2.4	Autres rejets non ponctuels	19
2.2.5	Effluents industriels	19
2.3	Limites bactériologiques dans le milieu ambiant	21
2.3.1	Eaux de surface	21
2.3.2	Rejet sur le sol	21
2.3.3	Rejet dans le sous-sol	23
2.4	Déchloration des effluents des municipalités	26
2.5	Solutions de rechange à la désinfection par le chlore	27
2.6	Conclusions	29
3	LA PROTECTION DE LA SANTÉ PUBLIQUE ET LA DÉSINFECTION DES EAUX USÉES MUNICIPALES	33
3.1	Organismes indicateurs	33
3.1.1	Comparaisons de la technique du nombre le plus probable et de la technique de la membrane filtrante	33
3.1.2	Présence et comportement des coliformes dans le milieu	34
3.1.3	Rapports entre les coliformes et les pathogènes	36
3.2	Rejets municipaux et danger pour la santé publique	41
3.2.1	Agents pathogènes dans les eaux usées	41
3.2.2	Caractéristiques dose-réponse des agents pathogènes	44
3.2.3	Contact avec l'agent pathogène	45
3.2.3.1	Eau de boisson	46
3.2.3.2	Eaux utilisées à des fins récréatives	48
3.2.3.3	Eaux où l'on pratique l'élevage des mollusques	51
3.2.3.4	Agriculture et irrigation	52
3.3	Facteurs R	55
3.4	Composés organochlorés dans les eaux usées et protection de la santé	56
3.5	Conclusions	59

		Page
4	EFFET DE LA DÉSINFECTION DES EAUX USÉES SUR L'ENVIRONNEMENT	63
4.1	Toxicité dans le milieu aquatique	64
4.1.1	Toxicité dans l'eau douce et l'eau salée	64
4.1.2	Réactions d'évitement	72
4.1.3	Composés organochlorés	74
4.2	Rejet des eaux usées sur le sol	75
4.2.1	Nature des contaminants	76
4.2.1.1	Microbiologie	76
4.2.1.2	Métaux	76
4.2.1.3	Contaminants organiques	76
4.2.2	Mécanismes de contamination des aliments	77
4.2.2.1	Contamination physique	77
4.2.2.2	Fixation dans le sol	77
4.2.2.3	Fixation par les feuilles	77
4.2.2.4	Fixation directe par les animaux de boucherie	78
4.3	Conclusions	78
5	STRATÉGIE POUR LA DÉSINFECTION DES EAUX USÉES AU CANADA	81
5.1	Évaluation des risques pour la santé des humains	83
5.1.1.	Approvisionnement en eau brute	87
5.1.2	Eaux à vocation récréative	87
5.1.3	Eaux d'irrigation	89
5.1.4	Eaux de culture des mollusques	89
5.2	Au sujet de l'environnement	90
5.2.1	Température	90
5.2.2	Dilution	91
5.2.3	Dérivés chlorés	91
5.2.4	pH	91
5.2.5	Demande de chlore	91
5.2.6	Durée d'exposition et concentration du chlore	91
5.2.7	Sensibilité des espèces	92
5.2.8	Réaction d'évitement	92
5.2.9	Résilience de la biocénose	92
5.2.10	Effets des organochlorés	92
6	RECHERCHES ET BESOINS	94
6.1	Recherches	94
6.2	Besoins de recherches	98
7	CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS	102
7.1	Conclusions	102
7.1.1	Méthodes appliquées	102

		Page
7.1.2	Protection de la santé publique et application de la désinfection des eaux usées	103
7.1.3	Désinfection des eaux usées et effet sur l'environnement	105
7.2	Recommandations	106
	BIBLIOGRAPHIE	110

LISTE DES TABLEAUX

			Page
Tableau 1	-	Production et consommation de chlore au Canada	5
Tableau 2	-	Critères microbiologiques et paramètres de conception pour les systèmes de désinfection des eaux usées au Canada	7
Tableau 3	-	Composition des eaux usées et des eaux pluviales	12
Tableau 4	-	Rétention efficace - Étude expérimentale indiquant le nombre de jours requis pour réduire de 99,99 pour cent le nombre de virus et de bactéries dans les eaux usées	16
Tableau 5	-	Caractéristiques d'un effluent provenant de sources non ponctuelles de contamination bactérienne et se déversant dans les eaux de surface	20
Tableau 6	-	Critères microbiologiques pour les eaux de surface	22
Tableau 7	-	Résumé des directives concernant l'irrigation des terres à vocation agricole et récréative	24
Tableau 8	-	Élimination des virus par le traitement des eaux usées	38
Tableau 9	-	Temps requis pour obtenir un taux d'inactivation de 99,99 pour cent de divers virus humains par l'application de 0,5 mg/L de chlore libre	39
Tableau 10	-	Stabilité des virus en suspension dans différents types d'eau entre 20 et 25°C	41
Tableau 11	-	Dose-réponse pour certains microorganismes entériques	44
Tableau 12	-	Études sur le terrain des effets d'eaux usées chlorées sur la faune et la flore aquatiques	66
Tableau 13	-	Résumé des effets toxiques des déchets chlorés sur le phytoplancton marin	69
Tableau 14	-	Résumé des effets toxiques des déchets chlorés et de l'eau chlorée sur les invertébrés marins	70

LISTE DES FIGURES

			Page
Figure 1	-	Matrice d'évaluation de la qualité de l'eau destinée à divers usages et de sources d'eaux usées	2
Figure 2	-	Sources de contamination bactérienne des eaux de surface	10
Figure 3	-	Structure de raisonnement pour décider de la nécessité de désinfecter les eaux d'égout dans un lieu donné	82

1. INTRODUCTION

1.1 Historique et objectifs du Groupe de travail

Lors de la réunion du Comité consultatif fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail, en mars 1979, les ministères de l'Environnement ainsi que celui de la Santé nationale et du Bien-être social ont présenté un mémoire sur les procédés et les politiques qui prévalent actuellement au Canada en matière de désinfection des eaux usées municipales. Ce mémoire visait à souligner certaines lacunes et quelques problèmes associés à la désinfection des eaux usées telle qu'elle est pratiquée au Canada et à recommander une étude de la situation qui serait entreprise conjointement par le gouvernements fédéral et provinciaux.

En réponse au mémoire, le Comité consultatif a recommandé la création d'un groupe de travail national pour aborder les sujets suivants:

1. la nécessité et l'application de la désinfection des effluents d'eaux usées des municipalités (y compris les rejets tant dans les eaux douces que les eaux marines);
2. un plan pour déterminer ce qui peut être nécessaire à l'échelle locale pour assurer la continuité d'utilisation de l'eau de diverses façons tout en protégeant la santé du public et en réduisant les effets nocifs sur l'environnement;
3. les travaux actuels et antérieurs en matière de recherche et de développement, et les besoins futurs en matière de recherches et d'information;
4. des façons de coordonner les recherches et d'assurer une meilleure application pratique de leurs résultats.

La première réunion du Groupe de travail fédéral-provincial sur la désinfection des eaux usées a eu lieu à Ottawa, le 15 octobre 1979. Les personnes présentes comprenaient des représentants de Terre-Neuve, du Nouveau-Brunswick, de la Nouvelle-Écosse, de l'Ontario, du Manitoba, de l'Alberta, des Territoires du Nord-Ouest, de Santé et Bien-être social Canada et d'Environnement Canada. Les représentants du gouvernement fédéral ont agi comme secrétaires pour le Groupe de travail.

1.2 Approche du Groupe de travail

En ce qui concerne les deux premiers points, les membres du Comité ont étudié une vaste gamme d'utilisations de l'eau et ils ont évalué les répercussions que les pratiques actuelles et proposées de désinfection des eaux usées pouvaient avoir en ce domaine. Les membres ont élaboré une matrice d'évaluation (Figure 1) qui a permis à des

UTILISATION DE L'EAU / GENRE DE REJET	GÉNÉRALE AMBIANTE	RÉCRÉATION	EAU DE BOISSON BRUTE	PÊCHERIES: (MOLLUSQUES, VERTÉBRÉS)	IRRIGATION: (AGRICULTURE, RÉCRÉATION)	AUTRES
EAU DE PLUIE						
REJETS D'ÉGOUT MIXTE						
SANITAIRE: EAUX USÉES BRUTES						
SANITAIRE: EFFLUENT PRIMAIRE						
SANITAIRE: EFFLUENT SECONDAIRE						
SANITAIRE: EFFLUENT DE BASSIN D'ÉPANDAGE						
EAUX RÉSIDUAIRES INDUSTRIELLES						

FIGURE 1

MATRICE D'ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU DESTINÉE À DIVERS USAGES ET DE SOURCES D'EAUX USÉES

représentants du Groupe de travail de comparer les limites et les recommandations concernant les rejets d'eaux usées des municipalités et d'évaluer si elles pouvaient être appliquées pour formuler des règles au sujet de l'utilisation de l'eau dans un contexte provincial aussi bien que national. Finalement, un "arbre de décisions" a été élaboré pour aider à faire des évaluations locales.

Un inventaire des travaux de recherche et de développement ayant trait à la désinfection des eaux usées, englobant les projets antérieurs, actuels et envisagés, a été établi par le Groupe de travail, chaque représentant s'occupant des établissements scientifiques et d'enseignement dans sa province ou son territoire respectif. Le secrétaire a communiqué avec des organismes provinciaux qui ne faisaient pas partie du Groupe de travail pour s'enquérir de leurs activités et de leurs besoins en matière de recherche.

Finalement, la question de trouver de meilleures façons pour coordonner les recherches de cette nature au niveau national et pour diffuser les connaissances et les renseignements qui en découlent a été résolue grâce à des discussions avec des organismes de recherches et au sein même du Comité.

2. MÉTHODES ACTUELLEMENT APPLIQUÉES

Au Canada, environ 11 x 10^6 m^3 d'eaux usées, sans compter l'eau pluviale, sont déversées chaque jour dans l'environnement par les municipalités. Chaque jour, environ 6 x 10^6 m^3 de ces eaux usées sont traitées d'une façon ou d'une autre: 17 pour cent subissent un traitement primaire classique, 83 pour cent, un traitement secondaire ou tertiaire. Du volume d'eau traitée, chaque jour 4 x 10^6 m^3 sont désinfectés (environ 35 pour cent du débit total d'eaux usées ou 67 pour cent du débit d'eaux usées traitées). La désinfection est effectuée presque exclusivement par chloration (Canada, 1978).

En 1978, au Canada, les municipalités ont utilisé près de 8000 tonnes de chlore pour la désinfection de l'eau et des eaux usées (International Joint Commission IJC, 1980[a]). Cela représente 1 pour cent du total de la consommation nationale de chlore pour une année (Statistique Canada, 1977). Le Tableau 1 fournit une liste des autres secteurs de consommation du chlore, et on peut voir que l'industrie des pâtes et papiers ainsi que l'industrie des produits chimiques sont les principaux consommateurs de chlore (de 95 pour cent à 99 pour cent de la consommation totale). Ne sont pas mentionnées dans le Tableau 1 les centrales électriques qui utilisent annuellement à peu près 26 tonnes de chlore pour prévenir l'encrassement biologique des systèmes (Dearborne, 1976).

Au cours des dernières années, l'utilisation du chlore pour la désinfection des eaux usées a fait l'objet de nombreux rapports et d'une vive controverse. La controverse porte sur les avantages relatifs de la chloration des eaux usées pour la protection de la santé publique en comparaison avec les conséquences du rejet de chlore résiduel et de composés organochlorés dans les eaux de surface. Bien qu'il soit évident que les eaux usées rejetées par les municipalités présentent de fait un danger pour la santé publique, l'ampleur de ce danger est fonction de l'usage qui est fait de la masse d'eau réceptrice et de plusieurs autres variables particulières à un endroit. Il est également évident que le chlore peut tuer le poisson et d'autres organismes aquatiques lorsqu'il est déversé dans leur habitat; l'importance des effets de tels déversements est fonction de la concentration, de la durée d'exposition et de plusieurs autres variables particulières à un endroit. Si l'on éliminait ou si l'on restreignait la chloration des eaux usées on réduirait ou on supprimerait les risques d'effets nocifs pour les poissons et les autres organismes aquatiques; on diminuerait également le rejet de composés organochlorés et les municipalités qui ont des usines d'épuration des eaux usées feraient des économies. Toutefois, cela accroîtrait les dangers pour la santé, et dans certains cas, des critères spécifiques relatifs à la qualité de l'eau et

TABLEAU 1 - PRODUCTION ET CONSOMMATION DE CHLORE AU CANADA (IJC, 1980a)+

Année	1973[1]	1975[1]	1976[2]
Production totale (tonnes métriques)	889 948	748 894	898 336
Consommation totale des industries étudiées (tonnes métriques)	818 330	604 787	792 815
Secteurs de consommation	% de consommation dans les industries étudiées*		
Aqueducs municipaux	0,7	1,0	-
Exploitation minière	0,6	0,8	-
Pâtes et papiers	57,3	83,5	62,4
Fonte et affinage	0,9	1,2	-
Savon et produits de nettoyage	1,1	1,2	0,9
Produits chimiques industriels	39,4	12.0	36,6
Conditionnement du poisson	-	-	0,02
Industries alimentaires diverses	-	-	0,01
Divers	0,1	0,3	0,07
	100,1	100,0	100,0

+ Ce tableau ne comprend pas la consommation faite par les usines d'épuration des eaux usées, laquelle représente environ 1 pour cent de la consommation totale. Voir le texte.

* Chaque année, seuls quelques utilisateurs font l'objet d'enquête. En 1976, les usines de traitement des eaux, les exploitations minières et l'industrie de la fusion et de l'affinage du minerais n'ont pas été étudiées. Toutefois, ces utilisateurs ont consommé du chlore pendant cette année.

1 Statistique Canada (1977)

2 Dornan, J. (1979)

des directives touchant son utilisation peuvent être transgressés. Au lieu de restreindre la chloration des eaux usées, il faudrait souligner qu'il est également possible d'éliminer ou de réduire les effets nocifs sur la faune et la flore aquatiques en déchlorant les effluents chlorés. Nous étudierons, dans les prochains chapitres, dans quelle mesure la santé publique et l'environnement peuvent être touchés par la modification ou l'amélioration des méthodes actuelles de désinfection.

2.1 Modes de chloration

Au Canada, chaque province et chaque territoire spécifie des paramètres d'aménagement et de contrôle pour les processus de chloration des eaux usées. Ces critères sont énumérés dans le Tableau 2 avec les critères microbiologiques que chaque autorité a adoptés comme indicateur d'un degré de désinfection acceptable. Bien que les critères diffèrent d'un endroit à l'autre, on recherche partout la destruction des organismes pathogènes. Les résultats des quelques recherches menées dans ce domaine indiquent qu'il est possible d'obtenir régulièrement un effluent dans lequel la concentration des coliformes totaux est de 2500/100 mL et celle des coliformes fécaux, de 200/100 mL en appliquant convenablement les techniques courantes de chloration avec de faibles doses de chlore. Le Groupe de travail considère qu'il est raisonnable de viser ces paramètres bactériologiques pour une désinfection efficace. Les caractéristiques locales et les utilisations particulières de l'eau dicteront toutefois les exigences en matière de désinfection des effluents.

Il est difficile de répondre d'une façon générale, à la question de savoir si les critères d'aménagement qui figurent au Tableau 2 permettent d'obtenir un effluent inoffensif du point de vue bactériologique. Les usines d'épuration des eaux usées ont recours à divers procédés permettant un traitement plus ou moins poussé et qui produisent des effluents de différentes qualités. La qualité de l'effluent influence l'efficacité du procédé de désinfection; l'ammoniac et d'autres composés azotés, des constituants organiques commes les phénols ainsi que des agents réducteurs inorganiques comme les composés soufrés, le fer et le manganèse réduisent tous l'efficacité du procédé de chloration (Environmental Protection Service (EPS), 1978[a]; Water Pollution Control Federation (WPCF), 1976; White, 1972). Clarke et ses collaborateurs (1964) ont établi qu'il fallait une période de contact d'au moins 100 minutes pour réduire de 99 pour cent le nombre d'*E. coli* dans les effluents traités. White (1974) a mené une enquête sur les méthodes de désinfection dans 26 stations d'épuration des eaux en Californie, pendant une période de six mois (systèmes de traitement primaire, secondaire et tertiaire). Ses

TABLEAU 2 - CRITÈRES MICROBIOLOGIQUES ET PARAMÈTRES DE CONCEPTION POUR LES SYSTÈMES DE DÉSINFECTION DES EAUX USÉES AU CANADA

Provinces	Critères relatifs aux effluents		Processus de chloration		Méthode de dosage du CRT
	CT	CF	Chlore résiduel (CRT) (10^6)	Durée de contact (minutes)	
	Micro-organismes/100 mL				
+Terre-Neuve[1]	5000	1000	1,0	30	
+Nouveau-Brunswick[2]	-	-	0,5	20-30	DPD
+Nouvelle-Écosse[3]	5000	-	0,5		
+Ontario[4]	2500 (moy.) 5000 (max.)	200	1,5* 0,7-1,2**	30	DPD ou méthode ampérométrique
++Manitoba[5]		200			DPD
++Alberta[6]			2,0	20	-
++Territoires du Nord-Ouest[7]			1,0	15	-
+Installations fédérales[8]		400	0,5 to 1,0	30	

DPD - diéthyl-p-phénylène diamine
CF - coliformes fécaux
CT - coliformes totaux
CRT - chlore résiduel total

1. Ministère de la Consommation et de l'Environnement de Terre-Neuve; Environmental Control (Water and Sewage) Guidelines for Design, Construction and Operation of Water and Sewage Systems, 1980. Regulations, 190; Reg. 156-80.
2. Environnement Nouveau-Brunswick; Guidelines for the Collection and Treatment of Wastewater; 31 mai 1979.
3. Ministère de la Santé de la Nouvelle-Écosse, directives internes.
4. Ministère de l'Environnement de l'Ontario; Proposed Policy on the Disinfection of WPCP Effluents in Ontario, ébauche nº 3, septembre 1980.
5. Ministère de la Consommation et des Corporations et de l'Environnement du Manitoba, directives ministérielles internes.
6. Environnement Alberta; Recommended Standards for Water Supply and Sewage; avril, 1978.
7. Northwest Territories Public Health Ordinance.
8. Environnement Canada; Qualité des effluents et traitement des eaux usées des installations fédérales; rapport EPS-1EC-76-1, avril 1976.

* Recommandé pour les effluents primaires.
** Recommandé pour les effluents secondaires.
\+ Désinfection généralisée avec exemption en certains endroits.
++ Décision locale.

données ont révélé qu'il était possible d'obtenir de faibles numérations de coliformes totaux (10/100 mL) par la chloration des effluents tant primaires que secondaires des usines, sous réserve des conditions suivantes:

1. un bon mélange initial est très important, en particulier si la demande de chlore est élevée;
2. la concentration totale de chlore résiduel doit atteindre un optimum de 3 à 4 mg/L après une période de contact de 30 minutes pour une demande de chlore de 15 mg/L au départ. Dans le cas de demandes supérieures à 15 mg/L, les quantités de chlore résiduel doivent être de l'ordre de 7 à 10 mg/L;
3. les chambres de contact avaient un débit intermittent et peu ou pas de mélange par reflux;
4. un contrôle du chlore résiduel était effectué. (Les dosages doivent se faire de préférence par une technique ampérométrique; on ne doit pas employer la méthode à l'orthotolidine dans le cas des eaux usées.)

White conclut que la désinfection la plus efficace est obtenue par les usines équipées de longs canaux de fuite qui assurent une durée de contact prolongée. Avec les chambres circulaires et rectangulaires on risque un passage trop rapide et même dans des bassins rectangulaires à chicanes il faut des quantités plus élevées de chlore résiduel pour obtenir des résultats comparables à ceux des usines équipées de canaux de fuite. Ces rapports montrent bien que les critères appliqués pour la construction des installations de chloration existantes peuvent, dans la plupart des cas, être inadéquats.

En plus des problèmes de conception, on a également étudié les problèmes de dosage du chlore résiduel et les problèmes d'exploitation en rapport avec les processus de désinfection (EPS 1978; General Accounting Office (GAO), 1977). Il n'est pas recommandé d'utiliser la méthode à l'acide-tolidine (OT) pour l'analyse du chlore résiduel dans des effluents chlorés parce qu'elle n'est ni précise ni exacte et que dans l'ensemble, le taux d'erreur total est élevé. Les méthodes à l'orthotolidine ont été supprimées dans la 15^{e} édition des Standard Methods. Le dosage à la DPD (diéthyl-p-phénylène diamine) (Palin, 1957) et les méthodes de dosage ampérométrique du chlore résiduel sont maintenant largement utilisées sur le terrain et en laboratoire. En plus de la difficulté que présente la mesure des concentrations de chlore résiduel dans les effluents d'usines de traitement, il faut encore tenir compte du jugement de celui qui applique le processus de désinfection par le chlore. Plutôt que de courir le risque de dépasser les limites microbiologiques

indiquées dans les effluents ou les cours d'eau récepteurs, il se peut que les opérateurs surchlorent les rejets (EPS, 1978). Lorsqu'elle est combinée à des variations du débit de l'usine et de la demande de chlore au cours de la journée, la surchloration provoque souvent le rejet de concentrations excessivement élevées de chlore dans le milieu récepteur. Pour éviter ou limiter de telles situations, des systèmes et des procédés de contrôle du chlore ont été mis au point et certaines usines d'épuration les ont introduits dans leurs opérations.

2.2 Les sources de contamination bactériologique et leur contrôle

Le but de la désinfection des eaux usées est d'empêcher la contamination bactérienne. La Figure 2 illustre un certain nombre de sources connues de contamination bactériologique des eaux de surface, notamment:

- les usines de traitement des eaux usées appartenant à des municipalités
- des ruissellements d'eaux pluviales
- les trop-pleins d'égout mixte
- les eaux de ruissellement provenant de travaux agricoles
- les eaux de lessivage des terrains de décharge
- les déversements de fosses septiques et d'autres systèmes d'élimination des eaux usées sur les lieux
- les rejets d'origine industrielle.

Les volumes déversés et les charges bactériologiques provenant de la plupart de ces sources sont significatifs. Il est impossible d'établir des chiffres pour l'ensemble du pays. Toutefois, l'étude de chacune de ces sources permettra peut-être de juger de l'utilité d'effectuer des études pour évaluer la nécessité de désinfecter les effluents dans un endroit donné.

2.2.1 Eaux usées municipales

Les eaux usées municipales peuvent être recueillies, traitées et éliminées de nombreuses façons. Les eaux usées municipales qui sont déversées dans les eaux de surface peuvent être considérées comme des eaux usées brutes, des effluents ayant reçu un traitement primaire, secondaire ou tertiaire ou des effluents d'étang de stabilisation. L'efficacité des processus de chloration dans le contrôle des concentrations de bactéries dans ces rejets peut se résumer de la façon suivante.

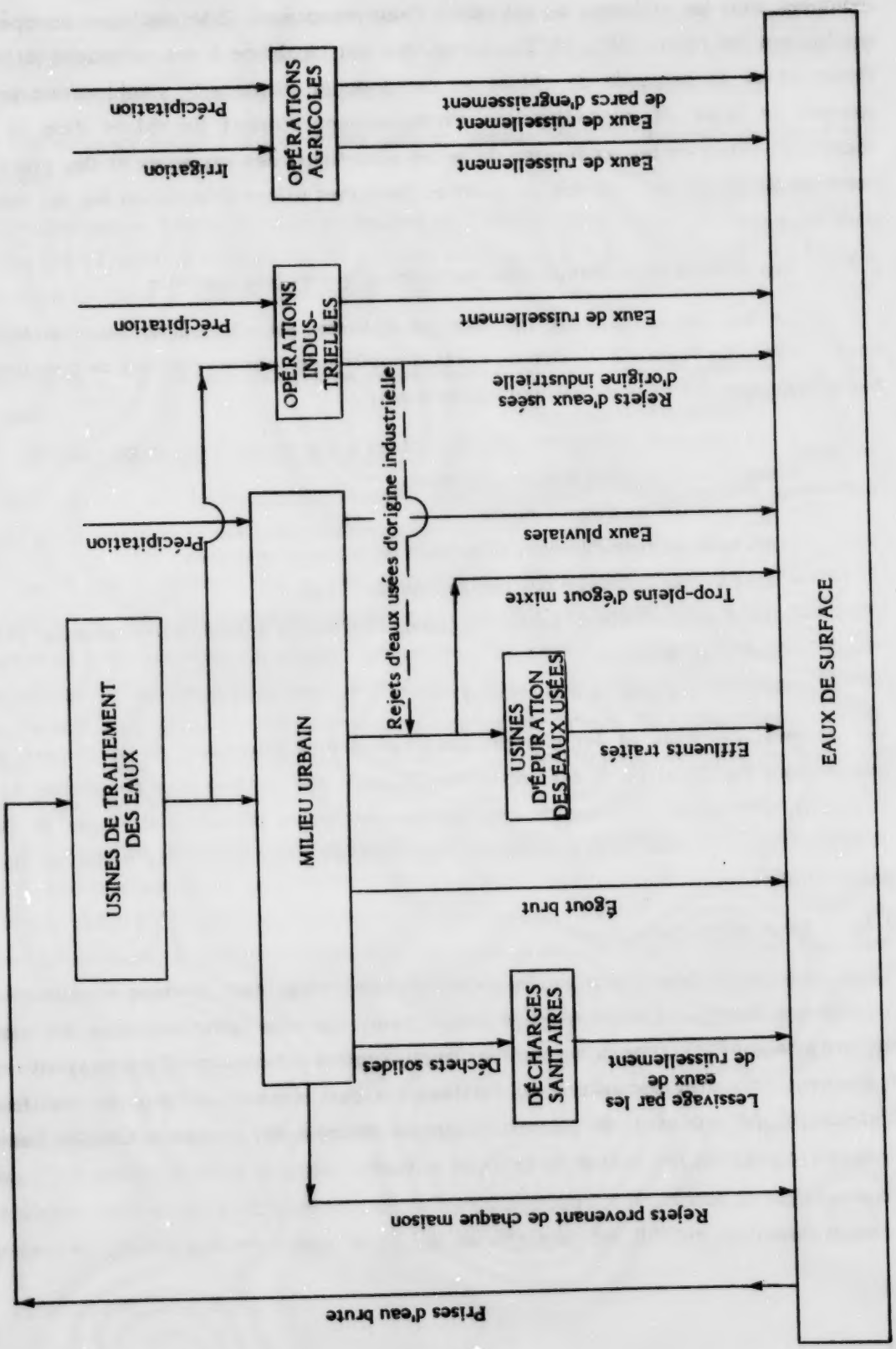

FIGURE 2 - SOURCES DE CONTAMINATION BACTÉRIENNE DES EAUX DE SURFACE

2.2.1.1 Eaux usées brutes

Les eaux d'égout brutes ou partiellement traitées (tamisées, broyées) peuvent être caractérisées d'après les paramètres et les concentrations figurant au Tableau 3. Les eaux d'égout contiennent normalement des concentrations élevées de matières solides et de matières organiques solubles ainsi qu'un grand nombre de microorganismes. La mauvaise apparence des corps solides qui flottent, l'accumulation de sédiments, la réduction de la teneur en oxygène dissous et la forte turbidité qui sont associées au déversement d'eaux d'égout brutes dans les eaux de surface forcent en général à recourir au prétraitement des rejets. Cependant, au Canada, beaucoup de municipalités rejettent leurs eaux usées dans les eaux de surface sans les avoir traitées. Dans ces cas, pour désinfecter les eaux usées brutes avec du chlore, il faudrait appliquer des doses élevées (30 mg/L, White, 1972; 15-16 mg/L, Bohin, 1980). La plupart du temps, la chloration des eaux usées brutes ne suffit pas pour ramener les densités de bactéries à des niveaux acceptables à cause des nombreux obstacles naturels (c'est-à-dire les solides, les matières organiques, de l'hydrogène sulfuré), du grand nombre de pathogènes et de leur comportement (White, 1978) dans les eaux usées brutes, qui diminuent l'efficacité du processus de désinfection.

2.2.1.2 Effluent primaire (sédimentation)

S'ils sont bien conçus et bien utilisés, les bassins de sédimentation primaire éliminent de 50 à 65 pour cent des solides en suspension dans les eaux usées brutes et réduisent de 25 à 40 pour cent la demande biochimique d'oxygène (DBO_5); avec l'addition de produits chimiques, on peut encore augmenter le taux d'élimination (Tableau 3). Des concentrations bactériennes élevées sont caractéristiques des effluents primaires; des concentrations de coliformes totaux de l'ordre de 10^6 à 10^7 par 100 mL sont en effet fréquentes. Du point de vue esthétique, il est possible que les effluents ayant subi un traitement primaire soient une source d'agacement pour les consommateurs locaux à cause de la présence de débris, d'huile, d'écume, de la couleur, de l'odeur ou de la turbidité qui sont parfois associés à ce genre d'effluents. Les effluents primaires peuvent également être très toxiques pour les poissons et les autres organismes aquatiques présents dans les eaux réceptrices (Martens et Servizi, 1976).

TABLEAU 3 - COMPOSITION DES EAUX USÉES ET DES EAUX PLUVIALES
(Accord Canada-Ontario, 1980)

	DBO (mg/L)	SS (mg/L)	N total (mg/L)	P total (mg/L)	Coliformes totaux (par 100 mL)	Coliformes[3, 4] fécaux (par 100 mL)
Eaux usées brutes[1]	165	225	30	6,5	10^8	10^7
Eaux usées traitées[1]						
- traitement primaire	100	100	30	6,5	10^8	10^7
- traitement primaire (élimination du P)	50	50	22	1,0	10^7	10^6
- traitement secondaire	17	23	18	1,0	10^6	10^5
Trop-plein d'égout mixte[2]	44	190	83	1,4	10^7	10^6
Effluent pluvial	14	170	35	0,35	2×10^4	5×10^3

Notes (1) Moyenne pondérée du débit mesuré.
(2) Moyenne pondérée du débit calculé pour des collectivités des Grands Lacs de l'Ontario.
(3) Ces valeurs sont représentatives de valeurs enregistrées dans des collectivités au Canada et aux États-Unis.
(4) Note - Normes pour les eaux de loisirs utilisées pour des activités exigeant un contact corporel total: coliformes totaux 10^3 par 100 mL; coliformes fécaux 10^2 par 100 mL.

La désinfection des effluents primaires n'a pas été bien étudiée par des organismes provinciaux et fédéraux. Bien que les données à ce sujet soient peu nombreuses, on sait par expérience que les substances qui nuisent à l'utilisation efficace du chlore (par exemple, les matières organiques, les solides, l'hydrogène sulfuré) se trouvent plus souvent et en concentrations plus élevées dans des effluents primaires non traités que dans des effluents primaires ayant subi un traitement chimique (c'est-à-dire, ceux des usines de traitement primaire où l'on applique des méthodes pour l'élimination du phosphore) ou dans des effluents secondaires (Sproul, 1977).

L'application de fortes doses de chlore (de 8 à 18 mg/L (WPCF, 1976) et de concentrations de chlore résiduel élevées (2,5 mg/L) a été proposée comme moyen pour obtenir des concentrations de coliformes acceptables à la fin de la période de contact dans les effluents primaires (Tonelli et Ho, 1979). Cette recommandation n'a pas été étayée par des essais dans la pratique. La désinfection des effluents primaires ayant subi un traitement chimique a fait l'objet d'études. À la principale usine de traitement

primaire de Windsor, en Ontario, on a maintenu les densités de coliformes totaux en deçà de 4000 organismes/100 mL en faisant des additions de chlorure ferrique de 16 ± 1,5 mg/L, la concentration de chlore résiduel étant maintenue à 1,3 mg/L après une durée de contact de 30 minutes (Tonelli et Ho, 1979).

Certains prétendent que les critères de désinfection pour les usines de traitement primaire devraient être éprouvés et établis sur une base individuelle. Si l'on ne peut pas obtenir régulièrement la concentration souhaitée de coliformes totaux en appliquant des doses excessives de chlore (plus de 25 mg/L) ou par le maintien d'une très forte concentration de chlore résiduel à la fin de la période de contact (plus de 2,5 mg/L de chlore résiduel total), il faut envisager une amélioration des installations de traitement ou de désinfection (Ontario MOE, 1980).

2.2.1.3 Effluent secondaire (biologique) et tertiaire

Une usine de traitement biologique des eaux usées bien exploitée et bien conçue peut produire un effluent dont la DBO et la teneur en solides suspendus sont faibles et dont la concentration en coliformes totaux est de l'ordre de 10^5 à 10^6 par 100 mL (Tableau 3). Dans la plupart des cas, les concentrations de coliformes fécaux sont plus faibles que celles des coliformes totaux par environ un ordre de grandeur. Les effluents de ce genre d'usine sont en général inoffensifs du point de vue esthétique.

L'élimination des solides, des matières organiques solubles et d'autres agents nuisibles par un système de traitement secondaire accroît l'efficacité du processus de désinfection. Une réduction de l'ordre de 2 à 3 logs du nombre des coliformes totaux et fécaux peut être obtenue par l'application des processus de chloration que nous connaissons. Les numérations finales de coliformes totaux et de coliformes fécaux seraient par conséquent de 2500/100 mL et de 200/100 mL respectivement, ou à peu près; elles respecteraient donc les objectifs souhaitables recommandés pour une désinfection efficace (ministère de l'Environnement de l'Ontario (MOE), 1980a).

2.2.1.4 Effluent d'un bassin de stabilisation

La qualité de l'effluent qui s'écoule d'un bassin de stabilisation varie suivant les saisons, le plan du processus et le mode d'exploitation. Au Canada, quatre types de bassins sont généralement utilisés, soit des bassins aérobies, anaérobies, facultatifs et aérés, chacun produisant un effluent caractéristique.

L'effluent d'un bassin anaérobie se caractérise par des concentrations élevées de solides en suspension (80 à 160 mg/L) et des valeurs de DBO_5 de l'ordre de 40 à 120 mg/L. Un bassin aérobie, un bassin facultatif, un bassin aéré ou une combinaison de ces éléments, situés en aval d'un bassin anaérobie peut améliorer la qualité de l'effluent avant son rejet (Dawson et coll., 1973).

L'effluent d'un bassin de stabilisation facultatif se caractérise par une DBO_5 de l'ordre de 10 à 40 mg/L et des concentrations de solides en suspension variant de 20 à 400 mg/L. Il est possible de relever des concentrations élevées de solides (c'est-à-dire de 400 mg/L) dans les effluents d'un bassin de stabilisation facultatif pendant une courte période au cours de la saison estivale par suite de la prolifération d'algues. On emploie souvent des bassins de stabilisation facultatifs à plusieurs compartiments pour réduire la charge en algues dans les cas de rejet continu ou pour obtenir des effluents de meilleure qualité. Les bassins de stabilisation peuvent aussi être vidangés chaque année, au printemps ou à l'automne, lorsque la population d'algues est à son plus bas niveau.

Dans un bassin aéré à écoulement continu, l'effluent s'écoule sans interruption. Les bassins aérés peuvent produire des effluents dont la DBO_5 varie de 20 à 60 mg/L et les concentrations de solides en suspension de 30 à 170 mg/L. Souvent, pour faciliter le dépôt des solides biologiques, des bassins facultatifs peuvent être placés après des compartiments d'aération.

Les concentrations bactériennes des rejets de bassins de statibilisation facultatifs et aérés varient suivant la température, la durée de rétention, le nombre de cellules, le mode d'écoulement, la multiplication de la flore végétale, le pH, les concentrations d'éléments nutritifs et les antagonistes bactériens. Les solutions permettant de réduire les teneurs en bactéries se limitent généralement à la rétention, au nombre de cellules ou à la désinfection. L'effet de la durée de rétention sur la disparition des bactéries dans un système de bassins a été étudié. Marais (1974) de même que Bowles et ses collaborateurs (1979) se sont servi de la loi de Chick ($dN/dt = KN$) pour décrire la disparition des bactéries fécales dans les systèmes de bassins. Dans un tel système, la durée de rétention est inversement proportionnelle à la charge de matières organiques et un certain nombre de chercheurs ont signalé un ralentissement de la disparition des bactéries fécales lorsque les matières organiques sont très abondantes (Neel et coll., 1961; Geldreich et coll., 1964, et Gann et coll, 1968). Après une étude menée en Australie dans des bassins anaérobies ainsi que des bassins aérobies à cellule unique ou à plusieurs cellules, Parker (1962) a signalé que le court-circuitage augmentait le nombre des bactéries fécales dans l'effluent. Il a été

prédit qu'après un temps de séjour de 80 à 147 jours consécutifs, la numération des coliformes totaux dans l'effluent pourrait être inférieure à 100/100 mL. Les résultats d'une étude effectuée en laboratoire en 1971 par Berg (Tableau 4) révèlent qu'il est possible de réduire de 99,9 pour cent le nombre de divers virus et de certaines bactéries pendant toute l'année pourvu que le temps de rétention soit suffisamment long. D'autres chercheurs ont corroboré ces effets par des expériences en laboratoire et sur le terrain (Malina et Sagik, 1974; Borchardt et coll., 1977; Berg, 1971). Pour que la qualité bactérienne de l'effluent soit constante, il faut tenir compte des conditions hivernales pour établir la durée de rétention lors de la conception des bassins de stabilisation, pourvu que le taux de réduction du nombre des bactéries qu'on veut obtenir soit le même durant l'hiver que durant l'été.

Le nombre de cellules que comporte un système d'étangs de rétention et le processus d'écoulement dans chacune d'elles influent également sur les concentrations bactériennes dans les effluents. Après un examen de données sur les concentrations de bactéries fécales dans les bassins de rétention, Franzmathes (1970) a indiqué qu'en apparence, il n'y aurait aucune relation entre la disparition des bactéries et la charge normale ou la durée théorique de rétention; le nombre des étangs a toutefois de l'importance. Parker (1962) a signalé qu'il est difficile d'obtenir des numérations de coliformes assez faibles avec des bassins à cellule unique et, à la suite d'une étude d'un système de stabilisation d'eaux usées comportant trois cellules, effectuée à Jackson (Mississippi), Shindals et Mahlock (1974) ont conclu que dans un système de bassins de stabilisation la 2^{e} et la 3^{e} cellules sont surtout utiles pour réduire le nombre des bactéries. Au cours d'une étude d'un système à deux étangs, à Nagpur (Inde), Hoshi et ses collaborateurs (1973) ont observé une plus forte réduction du nombre des bactéries coliformes et des Salmonella dans un système d'étangs à 3 cellules que dans des étangs à 2 cellules, même si la charge de matières organiques était plus faible dans les étangs à 2 cellules et la durée de rétention théorique, plus longue dans les étangs à 3 cellules. Le modèle cinétique relatif aux bactéries fécales dans les systèmes d'étangs, qui a été proposé par Marais (1974), laissait prévoir une réduction plus substantielle des bactéries dans une série d'étangs que dans un bassin unique complètement homogénéisé, lorsque la durée totale de rétention est la même dans chacun des cas. D'après le modèle cinétique de Marais, dans un système comprenant une série de bassins, la réduction du nombre des bactéries atteint un maximum lorsque le temps de retenue est le même dans tous les bassins. Marais (1974) signale encore que si l'on considère l'unité de temps de rétention, c'est le système à débit intermittent qui est le plus efficace lorsqu'il s'agit de réduire le nombre des bactéries.

TABLEAU 4 - RÉTENTION EFFICACE - ÉTUDE EXPÉRIMENTALE INDIQUANT LE NOMBRE DE JOURS REQUIS POUR RÉDUIRE DE 99,9 POUR CENT LE NOMBRE DE VIRUS ET DE BACTÉRIES DANS LES EAUX USÉES (BERG, 1971)

Organismes	Nombre de jours requis		
	4°C	20°C	28°C
Poliovirus 1	110	23	17
Échovirus 7	130	41	28
Échovirus 12	60	32	20
Virus coxsackie A9	12	-	6
Aer. aerogenes	56	21	10
E. coli	48	20	12
Strep. faecalis	48	26	14

Dans un système d'étangs de retenue, les relations entre la température, la durée de rétention et la configuration du bassin d'une part, et la disparition des bactéries d'autre part, font qu'il est impossible de préciser une durée de rétention qui assurerait une qualité bactériologique particulière de l'effluent. Par conséquent, il n'est possible de déterminer quelle durée de rétention et quelle configuration de bassin sont susceptibles de provoquer la réduction souhaitée du nombre des bactéries qu'en faisant des essais sur le terrain et alors, les résultats ne peuvent être appliqués qu'à des systèmes de bassins identiques dans une région géographique ou climatique similaire.

Au Canada, lorsque la durée de rétention est courte (c'est-à-dire 30 jours ou à peu près), il faut en général désinfecter le rejet du bassin de stabilisation pour obtenir une réduction uniforme du nombre des bactéries. Pendant la période estivale, des concentrations élevées d'algues peuvent compliquer la chloration de l'effluent d'un bassin de stabilisation. Les algues augmentent la demande de chlore, de sorte qu'il faut appliquer au départ des doses de chlore plus élevées pour obtenir le degré de désinfection désiré. La question de la possibilité de désinfecter suffisamment les effluents des bassins de stabilisation prête à controverse. On ne s'entend pas sur la nécessité d'éliminer les algues (par exemple, par filtration) avant de procéder à la désinfection (Environmental Protection Agency (EPA), 1979). Toutefois, certains croient (Black et Vajdic, 1979) que s'il est possible de maintenir la teneur des solides en suspension dans l'effluent d'un bassin de stabilisation à 60 mg/L ou moins, la désinfection de l'effluent peut être efficace.

Considérons un dernier point dans le cadre de la discussion au sujet des effluents de bassin de stabilisation, soit l'effet de l'addition d'un produit chimique sur la qualité de l'effluent. En Ontario, on a constaté que l'élimination du phosphore dans les rejets de bassins de stabilisation favorisait la diminution des concentrations de coliformes (Graham et Hunsinger, 1974). D'après l'expérience acquise avec l'addition de produit chimique dans les usines de traitement mécanique, il est possible de conclure que ce procédé favorisera également la diminution naturelle du nombre des organismes pathogènes dans les bassins de stabilisation d'eaux usées et qu'il éliminera peut-être même la nécessité de les désinfecter.

2.2.2 Rejets d'eaux pluviales

Les systèmes publics d'égouts collecteurs desservent 17,4 millions de Canadiens (Canada, 1981) dont 64 pour cent habitent dans des municipalités qui sont desservies entièrement ou en partie par des systèmes distincts d'égouts pluviaux.

La valeur de la DBO et les concentrations d'éléments nutritifs dans les rejets d'eaux pluviales sont en moyenne inférieures à celles des rejets d'eaux usées brutes ou traitées, mais les concentrations de solides en suspension atteignent presque les concentrations relevées dans les eaux usées brutes ou mixtes. Bien qu'elles soient faibles par rapport aux valeurs relevées dans des eaux usées traitées (par exemple, 20 000/100 mL), il est possible que les concentrations de coliformes totaux entraînent un dépassement des valeurs prévues dans les normes ou objectifs relatifs à la qualité des eaux réceptrices. Mentionnons, à titre d'exemple, que la dégradation de la qualité bactériologique de la rivière Rideau, à Ottawa et dans les environs est attribuable aux ruissellements de surface provenant des régions habitées (EPS, 1980). D'autres exemples ont aussi été publiés (Canada-Ontario Agreement (COA), 1978a). La corrélation entre les organismes indicateurs (c'est-à-dire les coliformes totaux et les coliformes fécaux) et les pathogènes dans les eaux de pluie n'est pas bien étudiée ou établie bien que la présence d'organismes pathogènes ait été confirmée. Les résultats de trois études de faisabilité menées en Ontario (COA, 1978a) ont révélé que dans les égouts pluviaux examinés la pollution fécale n'était pas surtout d'origine humaine. Les excréments d'animaux et d'oiseaux entraînés dans le système avec les pluies torrentielles semblaient être la principale source des populations microbiennes identifiées. Il est possible toutefois que les eaux de pluie contiennent des organismes pathogènes quelle que soit la source de pollution fécale.

Les bassins de rétention, les programmes d'entretien des puisards de rue et le nettoyage des rues ont permis de réduire les charges bactériennes des eaux de ruissellement urbaines. Toutefois, l'utilité d'employer ces méthodes dans le seul but de contrôler les concentrations de bactéries dans les eaux réceptrices devrait être évaluée au niveau local pour s'assurer que le résultat final justifie les dépenses à cet effet.

Au Canada, la désinfection des eaux pluviales n'est pas beaucoup pratiquée comme moyen de contrôler les concentrations bactériennes dans les eaux réceptrices. La difficulté de contrôler le processus, les coûts, la possibilité de faire du tort à l'environnement, la qualité microbiologique imprévisible des eaux de pluie et leur chute intermittente, tous ces facteurs font qu'il est impossible de décréter une politique universelle pour la désinfection des eaux pluviales.

Il pourrait être plus réaliste et plus pratique de traiter séparément tout égout d'eaux pluviales qui est reconnu comme source de problèmes dans une localité. Le prétraitement des eaux de ruissellement (c'est-à-dire l'élimination des solides) avant leur rejet, peut éliminer la nécessité de les désinfecter ou au moins augmenter l'effet de l'agent désinfectant s'il en faut un.

2.2.3 Égouts mixtes

Les égouts mixtes (c'est-à-dire les égouts qui transportent les eaux provenant des conduites d'évacuation des maisons, les égouts sanitaires et les eaux de pluie) desservent un total de 6,4 millions de personnes au Canada (Canada, 1981), principalement dans les centres fortement peuplés des grandes villes.

Les trop-pleins d'égouts mixtes qui se déversent dans un cours d'eau peuvent nuire à la qualité de ces eaux et à l'utilisation qu'on veut en faire. Des concentrations de coliformes totaux de l'ordre de 10^6/100 mL (coliformes fécaux 10^7/100 mL) sont caractéristiques des effluents de cette nature. De plus, une DBO_5 et des concentrations de solides suspendus élevées, la turbidité et des débris flottants sont parmi les désagréments fréquemment associés aux rejets de trop-pleins d'égouts mixtes (Tableau 3).

La qualité générale d'un trop-plein d'égout mixte est assez semblable à un rejet d'eaux usées brutes, c'est pourquoi l'utilité de désinfecter le trop-plein sans une forme quelconque de prétraitement est discutable. Au Canada, bien que la charge bactérienne associée aux trop-pleins d'égouts mixtes n'ait jamais été calculée, on estime que ce que ceux-ci apportent chaque année dans l'environnement correspond à peu près à l'apport des rejets municipaux continus (Buxton, 1975).

Lorsque les rejets de trop-pleins d'égouts mixtes posent un problème important, on peut séparer les égouts mixtes existants ou augmenter leur capacité en prévoyant un entreposage sur canalisation ou hors canalisation ou en construisant des intercepteurs à l'usine d'épuration des eaux usées. Quel que soit le cas, l'objectif visé est de réduire le nombre de débordements qui se produisent chaque année. Le coût de ces améliorations doit être contrebalancé par la réduction du risque pour la santé publique et l'environnement qui résultera de la réduction du nombre des trop-pleins d'égouts mixtes. Les sommes qui doivent être dépensées pour la réduction des dangers et des dommages (diminution des trop-pleins) augmentent de façon exponentielle à mesure que le contrôle du niveau du trop-plein augmente.

2.2.4 Autres rejets non ponctuels

Les eaux de ruissellement des terres agricoles et des régions rurales, les rejets de fosses septiques et d'aires d'infiltration ainsi que le lessivage de décharges sanitaires sont difficiles à quantifier en termes de volumes annuels ou de charges de polluants pour le milieu, simplement parce que ces renseignements sont difficiles à produire; il existe donc peu de documents à ce sujet. Plusieurs rapports, la plupart d'intérêt local, définissent la qualité des effluents provenant de ces sources (Engelbrecht et coll., 1974; Brandes, 1978; PLUARG, 1978). Le Tableau 5 illustre la gamme des concentrations de polluants dans ces rejets non ponctuels. Comme on peut le voir, la létalité aiguë de ces rejets pour la faune et la flore des eaux réceptrices pose un problème.

L'importance des rejets non ponctuels doit être évaluée pour chaque endroit afin d'établir leur effet relatif sur les eaux réceptrices.

2.2.5 Effluents industriels

Les industries peuvent aussi être des sources de rejets d'eaux usées contenant des contaminants bactériens.

L'industrie de transformation des aliments et l'industrie des pâtes et papiers sont toutes deux d'importantes sources de rejets contaminés par des bactéries. On a relevé, en particulier, que les effluents des usines de traitement de la viande et de la volaille contenaient des concentrations élevées de Salmonella (EPS, 1976; EPS, 1978b; Vanderpost et Bell, 1977), alors que des pathogènes du genre Klebsiella ont été trouvés dans les effluents des usines de pâtes et papiers (Bell et coll., 1978; Huntley et coll., 1976; BC Research, 1971). Nous avons déjà dit qu'il appartient aux autorités locales de choisir les modes de contrôle de tels rejets. Il faut souligner cependant que, si les effluents rejetés

TABLEAU 5 - CARACTÉRISTIQUES D'UN EFFLUENT PROVENANT DE SOURCES NON PONCTUELLES DE CONTAMINATION BACTÉRIENNE ET SE DÉVERSANT DANS LES EAUX DE SURFACE

	Eau de ruissellement d'origine agricole (mg/L)	Lessivage de décharge (Engelbrecht et coll., 1974) (mg/L)	Rejets de fosses septiques (Brandes, 1978) (mg/L)
DBO_5	400-7900	variable	30-300
DCO	1900-78 000	0-89 500	75-1420
MTS	1100-13 500	1000-45 000*	30-760
NH_3-N	0-2000	0-1100	9-160
pH	4,5-9,5	3,5-8,5	7,2-7,7
Coliformes totaux[t]	**	$0-3,5 \times 10^5$	$0,4-8,1 \times 10^6$
Coliformes fécaux[t]	**	$0-3,0 \times 10^3$	$0,1-1,9 \times 10^6$
Streptocoques fécaux[t]	**	$0-4,5 \times 10^5$	-

t organismes/100 mL

* concentration de solides totaux

DCO Demande chimique d'oxygène

MTS Matières totales en suspension

** Très variable. Même lorsque les champs ne servent pas de pâturage, la qualité des eaux de ruissellement peu dépasser les critères relatifs aux eaux utilisées pour la natation (par exemple, 1000 CT/100 mL) dans plus de 50 pour cent des cas (Burgh et coll., 1980).

ne sont pas traités d'une manière acceptable, les processus actuels de désinfection ne parviennent pas à éliminer tous les pathogènes. De plus, on peut se demander s'il vaut la peine de désinfecter un rejet d'eaux usées municipales sans tenir compte de la charge de pathogènes provenant d'une source industrielle avoisinante et de son influence sur la santé publique.

2.3 Limites bactériologiques dans le milieu ambiant

Le rejet d'effluents d'eaux usées dans des eaux réceptrices, sur le sol ou dans le sous-sol est régi par des directives et des objectifs qui varient normalement suivant l'usage qu'on entend faire du cours d'eau ou du sol récepteur. Dans le cas des eaux de surface, les objectifs relatifs à la qualité de l'eau ambiante prennent la forme de limites relatives aux indicateurs bactériologiques. Lorsqu'il s'agit de l'utilisation du sol, l'épandage des eaux usées est régie par des directives relatives à la conception et à l'exploitation du traitement avant l'épandage. L'approvisionnement en eau brute, les activités récréatives, la culture ou l'élevage des mollusques, l'agriculture (irrigation) et l'industrie sont les principaux secteurs d'utilisation de l'eau et du sol pour lesquels on a formulé des critères de contrôle.

2.3.1 Eaux de surface

La méthode la plus couramment employée pour évacuer les effluents d'eaux usées est le rejet dans les eaux de surface. Depuis longtemps, les bactéries coliformes ont été utilisées comme bactéries indicatrices de la contamination bactérienne des eaux de surface. À l'heure actuelle, les organismes de réglementation se servent des coliformes totaux, des coliformes fécaux ou de ces deux paramètres à la fois, pour mesurer le danger que l'utilisation de l'eau présente pour la santé publique. On trouvera au Tableau 6, les critères microbiologiques appliqués au Canada pour les eaux de surface.

Le Chapitre 3 explique les problèmes que pose l'utilisation d'organismes indicateurs comme les coliformes dans le milieu aquatique. Toutefois, il semble qu'en général on continuera d'utiliser les indicateurs pour mesurer la qualité bactériologique de l'eau tant qu'on n'aura pas mis au point des méthodes plus directes et plus sûres.

2.3.2 Rejet sur le sol

Les critères varient d'une province à l'autre en ce qui concerne l'acceptabilité des effluents d'eaux usées pour irriguer les terres réservées à l'agriculture. Quelques organismes provinciaux permettent le rejet d'effluents primaires sur les terres agricoles

TABLEAU 6 - CRITÈRES MICROBIOLOGIQUES POUR LES EAUX DE SURFACE

Province	Approvisionnement en eau brute		Eaux douces - usage récréatif (contact primaire)		Eaux salées (mollusques)
	CT/100 mL	CF/100 mL	CT/100 mL	CF/100 mL	CF/100 mL
Terre-Neuve	Directives fédérales**		500	200	14
Nouveau-Brunswick	Directives fédérales**		-	200	14
Nouvelle-Écosse				200	14
Ontario	*	*	1000	100	
Manitoba	5000	1000	500	200	
Saskatchewan	5000	1000	1000	200	
Alberta	5000	1000	1000	200	
Territoires du Nord-Ouest	Directives fédérales**		1000	100	14

* Aucun critère microbiologique n'est précisé pour les approvisionnements d'eau brute pourvu qu'ils soient soumis à un traitement complet. Par exemple, le traitement minimal requis pour les eaux de surface comprend la coagulation, la filtration et la désinfection (Ontario MOE).

** Santé et Bien-être social Canada (1978). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada.

sauf lorsque les récoltes sont destinées à la consommation humaine ou lorsqu'on risque d'avoir des problèmes parce que le public a accès à ces lieux. Dans ces cas, les effluents doivent provenir d'usines de traitement secondaire qui fonctionnent bien, de systèmes d'effluents ou de bassins ayant une capacité de rétention donnée ou que ce soient des effluents secondaires désinfectés. D'une façon générale, les effluents d'eaux usées ne sont pas utilisés pour l'irrigation de cultures vivrières dont le produit est consommé directement par le public. On évite cette pratique parce qu'on peut se servir des eaux de surface et parce qu'il n'est pas nécessaire au Canada de courir le risque inhérent à l'utilisation des eaux usées pour irriguer les cultures.

Généralement, au Canada, l'utilisation des effluents d'eaux usées ayant subi un traitement primaire pour irriguer les terrains réservés à des activités récréatives (par exemple, des parcs, des terrains de golf) ou des terrains auxquels le public a accès sans contrôle n'est pas considérée comme une pratique acceptable. Dans ces cas, la qualité bactériologique des effluents irrigués doit être respectée de façon au moins aussi rigoureuse que les critères spécifiés pour les eaux où l'on pratique des activités exigeant un contact direct.

D'ordinaire, il n'est pas nécessaire de désinfecter les rejets d'eaux usées avant l'épandage sur le sol lorsque le système d'arrosage par aspersion comprend des bassins de stabilisation ou des bassins intercepteurs (voir le Chapitre 2.2.1). Cette pratique n'est considérée que lorsque le risque pour la santé publique entre en cause, comme dans le cas des parcs ou des terrains de golf.

On trouvera au Tableau 7 un résumé des directives qui existent au Canada en ce qui concerne l'irrigation des terres réservées à l'agriculture et à la récréation.

2.3.3 Rejet dans le sous-sol

Le rejet dans le sous-sol de déchets liquides peut se faire par des systèmes comme des fosses septiques et des aires d'infiltration, des bassins de filtration accélérée, des décharges sanitaires ainsi que par injection à grande profondeur. De plus, l'irrigation des terres avec des eaux usées et l'épandage des boues sur les terres peuvent entraîner la migration des contaminants dans les différentes couches de sol et éventuellement dans la nappe d'eau souterraine. Diverses autorités ont préparé des directives et des règlements provinciaux au sujet de la conception et de l'exploitation des systèmes de rejet dans le sous-sol. Ces directives précisent en général ce qui est exigé en ce qui concerne l'emplacement, les études géologiques et hydrogéologiques, le plan des systèmes, les

distances entre les limites de l'emplacement et les cours d'eau et les puits, ainsi que les prélèvements et les contrôles qui doivent être faits. D'ordinaire ce genre de directives ne mentionne pas de critères bactériologiques.

TABLEAU 7 - RÉSUMÉ DES DIRECTIVES CONCERNANT L'IRRIGATION DES TERRES À VOCATION AGRICOLE ET RÉCRÉATIVE

Province	Agriculture	Récréation
Colombie-Britannique	Traitement secondaire avec désinfection (zone tampon de 150 pieds)	Traitement secondaire, filtration, stockage de 60 jours avec désinfection
	ou	ou
	Traitement secondaire, stockage de 60 jours avec désinfection (pas de zone tampon)	Bassins de stabilisation (stockage pendant l'hiver), stockage de 60 jours avec désinfection
Alberta	Traitement primaire, et stockage (selon le lieu)	Traitement secondaire, stockage (selon le lieu) avec désinfection au besoin
	ou	
	Bassins de stabilisation (4 compartiments anaérobies suivis de bassins de stockage pour le débit durant l'hiver).	
Saskatchewan	Traitement secondaire	
	ou	
	Bassins de stabilisation (à deux compartiments, facultatifs), d'une capacité de rétention globale de 280 jours.	
Ontario	Traitement secondaire	Traitement secondaire, suivi de 2 bassins de stabilisation (stockage de 30 jours chacun), désinfection au besoin pour maintenir le nombre de CF à 14/100 mL. (0,5 mg/L de chlore résiduel libre après un contact de 30 minutes).
	ou	
	l'équivalent avec désinfection (l'irrigation des cultures pour la consommation humaine avec des effluents est interdite)	

La contamination microbiologique de la nappe d'eau souterraine a été reconnue comme la cause d'épidémies de maladies d'origine hydrique survenues au Canada et aux États-Unis (Keswick et Gerba, 1980). Aux États-Unis, Craun (1979) a relevé, de 1946 à 1977, 264 épidémies et 62 273 cas de maladies liées à la contamination des eaux

souterraines. On a attribué 42 pour cent des épidémies aux trop-pleins de fosses septiques et puisards, et 71 pour cent des maladies auraient résulté de l'utilisation d'une eau souterraine non traitée dans des systèmes d'approvisionnement en eau ne relevant pas de municipalités.

De nombreuses études ont été entreprises relativement au dépistage de virus dans les eaux souterraines après l'épandage d'eaux usées sur la terre ou enrichissement direct des eaux souterraines. Wellings et ses collaborateurs (1975) ont montré un déplacement vertical et latéral des virus dans un effluent secondaire rejeté dans un marécage. On a récolté des virus dans des puits de 3 m de profondeur et on a montré qu'ils avaient migré de 7 à 38 mètres latéralement, et avaient survécu au moins 28 jours. Dans un endroit où l'on pratiquait l'irrigation par aspersion, on a récolté des virus provenant d'eaux souterraines ayant subi une percolation à travers une couche de 3 à 6 m de sol sablonneux (Wellings et coll., 1974). Vaughn et Landry (1977, 1978) ainsi que Vaughn et ses collaborateurs (1978) ont signalé avoir isolé des virus dans quatre points d'enrichissement de l'eau souterraine, dans un bassin d'infiltration de l'eau de pluie et d'une nappe d'eau souterraine située sous une décharge sanitaire. Dans une étude portant sur les virus présents dans une nappe d'eau souterraine située sous des compartiments d'un bassin d'infiltration rapide, Schaub et Sorber (1977) ont relevé la présence de virus à des profondeurs de 29 m et à des distances latérales de 183 m, avec des concentrations de virus de 8,3 pour cent environ de la concentration de l'effluent répandu. Cooper et ses collaborateurs (1974) ont récolté des virus provenant du lessivage d'un dépotoir à ciel ouvert et d'une décharge sanitaire.

Les résultats de ces études, ainsi que d'autres, prouvent qu'il est possible que des pathogènes aboutissent dans l'eau souterraine après avoir été transportés sur de longues distances dans le sol. Ce déplacement est influencé par de nombreux facteurs comme le degré de saturation du sol, l'écoulement souterrain, la structure hydrogéologique, etc. Ces facteurs doivent être étudiés aux endroits mêmes où les déchets doivent être répandus. Toutefois, d'après les statistiques mentionnées, il se produit effectivement des passages accidentels de pathogènes dans la nappe d'eau souterraine. Il faut poursuivre les études sur la contamination de l'eau souterraine par des pathogènes, et en particulier par des virus. Les résultats de ces études seraient utiles pour établir des plans et prévoir l'utilisation de décharges sur le sol et de fosses septiques et d'aires d'infiltration.

2.4 Déchloration des effluents des municipalités

Les méthodes permettant de réduire ou de supprimer le chlore résiduel dans les rejets désinfectés comprennent l'addition de produits chimiques réducteurs, le contact avec du charbon activé et l'utilisation de bassins de rétention.

Parmi les produits chimiques réducteurs, mentionnons l'anhydride sulfureux, le sulfite de sodium et le métabisulfite de sodium. L'anhydride sulfureux est l'agent le plus couramment utilisé, étant donné qu'il ressemble au chlore du point de vue de son origine et des manipulations qu'il exige. La réaction de l'anhydride sulfureux avec les résidus libres et les résidus combinés est à peu près instantanée, et peut se traduire par les équations suivantes:

$$SO_2 + H_2O \rightarrow H_2SO_3 \quad (1)$$

$$HOCl + H_2SO_3 \rightarrow H_2SO_4 + HCl \quad (2)$$

$$NH_2Cl + H_2SO_3 + H_2O \rightarrow NH_4HSO_4 + HCl \quad (3)$$

$$NHCl_2 + 2H_2SO_3 + 2H_2O \rightarrow NH_4HSO_4 + H_2SO_4 + 2HCl \quad (4)$$

D'après ces équations, il faut 1,8 mg/L de SO_2 pour déchlorer 1 mg/L de chlore résiduel mesuré comme molécule de chlore mono-atomique "Cl" (ou 0,9 mg/L de SO_2 pour 1 mg/L de Cl_2 gazeux puisque $Cl_2 + H_2O \rightarrow HOCl + HCl$). Dans les installations qui ne sont pas suffisamment grandes pour justifier l'utilisation d'anhydride sulfureux en bouteilles sous pression, on peut utiliser soit du sulfite de sodium ou du métabisulfite de sodium pour effectuer la déchloration. Pour cette réaction, il faut 3,55 kg de sulfite de sodium pur par kilogramme de chlore résiduel sous forme de "Cl" éliminé. La déchloration d'effluents chlorés toxiques au moyen de composés soufrés peut permettre de prévenir toute toxicité induite par le chlore dans les effluents d'eaux usées (Finlayson et Hansen, 1978; Ward et coll., 1976; Martens et Servizi, 1975).

Pour une usine de traitement secondaire des eaux usées de $3,8 \times 10^4$ m^3 on estime que le coût annuel total (amortissement du capital et frais d'exploitation) de la déchloration par l'anhydride sulfureux serait d'environ $62 000 É.-U. (Gan et Chen, 1978). Ho et ses collaborateurs (1980) ont évalué que le coût de la déchloration au SO_2 équivaut à environ 32 à 62 pour cent du coût de la chloration pour des usines de traitement secondaire des eaux usées dont la capacité varie de 455 à 45 460 m^3/jour.

Le charbon activé sous forme de granules peut être utilisé pour déchlorer les eaux usées, mais il est 12 fois plus coûteux que les composés soufrés (Gan et Chen, 1978). Toutefois, le charbon activé peut remplir beaucoup d'autres fonctions en plus de servir à

l'élimination du chlore résiduel. Une partie des matières organiques solubles est éliminée par absorption dans le charbon, et on a constaté que la dichloramine se décompose et libère de l'azote gazeux au contact du charbon activé (Howland et Wallace, 1980; White, 1978; Snoeyink et Suidan, 1975).

Une rétention prolongée, en particulier sous les rayons du soleil, entraîne la disparition graduelle du chlore résiduel et la formation de chlorure. Il existe peu de données sur la durée de rétention requise pour déchlorer les eaux usées; certains prétendent qu'il faut au moins des périodes de 6 heures ou plus (White, 1978). L'établissement de bassins de rétention peut coûter plus cher que la déchloration chimique surtout à cause du coût du terrain. Toutefois, comme ils sont faciles à utiliser, le recours aux bassins de rétention pour déchlorer les effluents de petites stations de traitement des eaux usées exploitées par des opérateurs à temps partiel ou ayant peu d'expérience peut être avantageux. Le coût total d'exploitation d'un bassin de rétention a été évalué à 1,5 cent/m^3 (Gan et Chen, 1978).

2.5 Solutions de rechange à la désinfection par le chlore

Les effets nocifs que le chlore résiduel contenu dans des eaux usées chlorées a sur l'environnement ont incité à chercher une autre méthode qui, tout en permettant une désinfection satisfaisante, se révélerait acceptable du point de vue écologique. Parmi les autres solutions au problème de la désinfection, mentionnons l'ozonisation, les rayons ultraviolets, le peroxyde de chlore, le brome et les rayons gamma. Les solutions les plus prometteuses semblent être l'utilisation de l'ozone et de la lumière ultraviolette. Dans le cas du chlore, cependant, il faut répondre à un certain nombre de questions, et plus particulièrement à celles-ci:

1. Quelle dose faut-il appliquer pour que la désinfection soit efficace?
2. Quels sont les produits qui se forment, à quel rythme et en quelles concentrations?
3. Quel est l'effet de ces composés sur la santé de l'homme, sur la faune et la flore aquatiques?
4. Quel degré de prétraitement faut-il pour que le processus de désinfection soit efficace?

L'ozone est un oxydant puissant utilisé pendant de nombreuses années pour lutter contre les odeurs et décolorer les matériaux ainsi que pour désinfecter les approvisionnements d'eau potable. Dans le cadre d'études récentes sur les effluents d'eaux usées

(Meckes et Venosa, 1978; Venosa et coll., 1978; Kay et coll., 1977), l'ozone s'est révélé un bactéricide et un virucide efficace dans les rejets ayant subi un traitement tertiaire. L'ozone présente des inconvénients, à savoir: son efficacité sur des effluents de mauvaise qualité est discutable, les instruments de contrôle semblent être coûteux et il faut des experts pour appliquer ce traitement.

Les rayons ultraviolets ont un effet stérilisant sur les microorganismes. Avec les eaux usées, leur action létale ne peut s'exercer que sur une couche de liquide de quelques millimètres à cause du pouvoir absorbant de l'eau et de la présence de substances qui constituent un obstacle comme les solides en suspension. On a beaucoup essayé de mettre au point des appareils à rayons ultraviolets pour la désinfection des eaux usées. Par exemple, le problème de la pénétration peu profonde peut être résolu en augmentant le mélange à l'intérieur de l'unité de désinfection par les rayons ultraviolets. Ho et Bodin (1981) ont réussi à désinfecter des effluents secondaires et tertiaires avec un appareil commercial à rayons ultraviolets (épaisseur du film: 2,5 cm environ). On a prétendu que le coût de la désinfection par les rayons ultraviolets était concurrentiel par rapport aux coûts de la chloration-déchloration (Ho, 1981). Comme l'ozone, les rayons ultraviolets sont très sensibles aux variations de qualité de l'effluent et les appareils doivent être conçus pour s'adapter aux variations du débit et de la qualité (Severin, 1980; Wolf et coll., 1978; Johnson et coll., 1978; Scheible et coll., 1978; Oliver et Cosgrove, 1975).

Nous ne possédons que peu d'expérience sur tous les aspects de la désinfection par l'ozone et les rayons ultraviolets. Au Canada, les stations d'épuration des eaux usées municipales n'utilisent pas ces méthodes de désinfection. En comparant les coûts de différentes méthodes de désinfection on en est venu à conclure que la chloration est la méthode la plus économique. Toutefois, on ne peut plus utiliser seulement ces comparaisons de coûts. Les diverses méthodes de désinfection ne sont pas équivalentes sous tous rapports et il faut peser les avantages et les inconvénients de chaque possibilité; le coût ne représente que l'un des nombreux facteurs. La meilleure méthode de désinfection sera celle qui:

(i) permet d'effectuer le travail facilement;
(ii) présente le moins de danger pour la santé et la sécurité;
(iii) est facile à appliquer, à évaluer et à contrôler, et
(iv) est sûre.

2.6 Conclusions

1. Les rejets chlorés des usines de traitement des eaux usées municipales ne sont qu'une des sources qui contribue à la charge de chlore résiduel déversée dans l'environnement. Les industries et les centrales électriques sont d'autres sources importantes qui peuvent influer sur l'environnement local.

2. Si l'on supprimait la chloration des eaux usées municipales ou si l'on en faisait moins, on pourrait réduire le risque de toxicité induite par le chlore dans les eaux réceptrices, mais en même temps les risques pour la santé publique pourraient augmenter.

3. Il est possible que les critères appliqués pour la conception des installations de chloration existantes ne permettent pas d'assurer une destruction efficace des pathogènes. On peut trouver, dans la documentation sur le sujet, des techniques pour améliorer les installations de chloration.

4. La méthode à l'orthotolidine pour le dosage du chlore se butte à des obstacles et elle devrait être remplacée par la méthode de la DPD ou le dosage ampérométrique.

5. Il faudrait apprendre aux opérateurs de stations d'épuration combien il importe de contrôler les concentrations de chlore résiduel dans les rejets.

6. Actuellement, beaucoup de systèmes de contrôle de la chloration sont mal conçus et mal exploités dans les stations d'épuration des eaux usées municipales.

7. Les charges bactériennes des eaux de surface sont dues à des rejets provenant de diverses sources tant continues qu'intermittentes. Pour évaluer l'effet d'un rejet quelconque, de son contrôle et de l'effet de son contrôle sur la qualité générale du milieu récepteur, il faut tenir compte des autres sources de contamination.

8. Le traitement des eaux usées avant leur désinfection a un effet positif sur l'efficacité du processus de désinfection. Les composés organiques et les matières inorganiques qui se trouvent habituellement dans les eaux usées brutes ou partiellement traitées, peuvent être éliminés par un prétraitement physique, chimique et biologique. De cette façon, non seulement l'effluent produit est-il plus accessible à la désinfection, mais il contient aussi des concentrations plus faibles de microorganismes, d'éléments nutritifs, de substances toxiques et d'autres composés qui pourraient exercer un effet nocif sur le milieu récepteur.

9. Dans la désinfection des effluents primaires traités, il faut examiner individuellement chaque cas pour établir l'efficacité du processus. Certains croient que s'il est impossible d'obtenir les concentrations bactériennes visées en appliquant une dose de chlore inférieure à 25 mg/L ou en ayant moins de 2,5 mg/L de résidus chlorés à la fin de la période de contact, il faut envisager un prétraitement plus poussé ou améliorer le processus de désinfection. Les résultats des quelques recherches menées dans ce domaine indiquent qu'il est possible d'obtenir régulièrement un effluent dans lequel la concentration de coliformes totaux est de 2500/100 mL et celle des coliformes fécaux de 200/100 mL en appliquant convenablement les techniques de chloration courantes avec de faibles doses.

10. Les effluents désinfectés provenant de stations d'épuration primaire des eaux usées bien exploitées où l'on pratique l'addition de produit chimique pour éliminer le phosphore ou bien d'usines de traitement (biologique) secondaire ou de traitement tertiaire, devraient pouvoir sans exception être conformes à la norme bactériologique prévue. Le Groupe de travail considère qu'il est raisonnable de viser ces paramètres bactériologiques pour une désinfection efficace. Les exigences en matière de désinfection de l'effluent seront toutefois dictées par des caractéristiques locales et des utilisations particulières de l'eau.

11. Il a été établi que la rétention d'effluents liquides dans des bassins permet de réduire de 99,9 pour cent le nombre des virus et des bactéries dans les rejets d'eaux usées. Il est possible d'établir le temps de stockage en fonction de ce qu'on veut obtenir sur le plan bactériologique et au point de vue de la qualité de l'eau réceptrice. Les systèmes de bassins de stabilisation vidangés une ou deux fois par année atteindront habituellement les concentrations visées en ce qui concerne les rejets de bactéries.

12. Normalement, il faudra désinfecter les effluents de bassins de stabilisation où la période de rétention est courte (par exemple, 30 jours) pour obtenir une diminution constante du nombre de bactéries. L'efficacité du processus de désinfection devra être évaluée dans chaque cas.

13. Il est plus difficile de prévoir la teneur en bactéries et la corrélation avec les concentrations de pathogènes dans les eaux pluviales que dans les eaux usées domestiques. Bien que les eaux de pluie puissent contenir des pathogènes, leur présence est liée à l'utilisation de la terre, aux conditions climatiques et au comportement hydrologique.

14. D'une façon générale, il ne semble pas pratique d'envisager la désinfection des eaux de ruissellement pour réduire les rejets de bactéries dans les eaux réceptrices. Des méthodes de contrôle plus appropriées comme le recours à des bassins de rétention de l'eau de pluie peuvent rendre la désinfection inutile ou du moins accroître l'efficacité du processus.

15. Au Canada, les rejets d'égouts mixtes posent un grave problème dans de nombreuses municipalités. Pour le résoudre, on peut envisager d'augmenter la capacité des réseaux mixtes ou de construire des égouts séparés. La désinfection des rejets d'égouts mixtes n'est pas une méthode pratique pour le contrôle des rejets de bactéries provenant de telles sources.

16. On a constaté que les rejets de bactéries provenant de sources industrielles comme les usines de transformation des aliments (par exemple, des usines de conditionnement de la viande et de la volaille) et les usines de pâtes et papiers ont une influence importante sur la qualité de l'eau réceptrice. L'utilité de désinfecter les rejets d'effluents municipaux déversés dans une nappe d'eau superficielle doit être évaluée par rapport à l'effet des rejets des industries avoisinantes dans ce même cours d'eau.

17. Les critères microbiologiques relatifs aux eaux de surface varient d'une province à l'autre et suivant l'utilisation de l'eau (Tableau 6).

18. Les provinces régissent l'irrigation de terres réservées à des fins agricoles ou récréatives avec des eaux usées traitées. Bien que dans certains endroits on ait formulé des règles empiriques relativement aux rejets sur le sol (Tableau 7), il faut éclaircir davantage les bases scientifiques relatives aux stipulations en matière de santé.

19. En Amérique du Nord, la contamination microbiologique de l'eau souterraine a été reconnue comme cause d'épidémies. Bien que des directives et des règlements régissent la conception et le fonctionnement des décharges souterraines de déchets, il faut poursuivre les recherches principalement dans le domaine du transport des virus dans le sol.

20. La déchloration des effluents chlorés à l'aide de composés soufrés supprime le risque de toxicité aiguë induite dans l'eau par le chlore des effluents d'eaux usées. On

peut aussi avoir recours au charbon activé sous forme granulaire et au stockage prolongé des effluents chlorés, mais ces méthodes peuvent se révéler plus coûteuses lorsqu'il s'agit de construire ou d'exploiter des installations.

21. Au Canada, l'ozonisation a surtout été utilisée pour la désinfection de l'eau de boisson. Bien que l'ozone soit un agent bactéricide et virucide, son efficacité réduite dans des effluents de mauvaise qualité, les instruments de contrôle requis, la compétence opérationnelle nécessaire et son coût plus élevé en font une solution de rechange peu attirante pour les petites usines de traitement municipales (c'est-à-dire traitant moins de $4{,}554 \times 10^4/m^3$/jour). Dans le cas d'usines plus importantes, l'ozone peut remplacer le chlore.

22. L'irradiation des eaux usées municipales à l'aide de rayons ultraviolets est une solution de rechange prometteuse. L'efficacité des rayons ultraviolets dépend de la qualité de l'effluent et par conséquent ce procédé ne devrait être considéré que pour des effluents ayant reçu au moins un traitement secondaire. Au point de vue du coût, il semble que les rayons ultraviolets puissent remplacer le système de chloration-déchloration dans les nouvelles stations de traitement et certaines stations rénovées. Toutefois, il faut poursuivre les recherches sur les effets des rayons ultraviolets dans les eaux usées, en particulier à propos de la formation de sous-produits toxiques.

3. LA PROTECTION DE LA SANTÉ PUBLIQUE ET LA DÉSINFECTION DES EAUX USÉES MUNICIPALES

Il a été question jusqu'ici des critères relatifs à la qualité des effluents et de l'eau qui sont actuellement adoptés par les organismes de réglementation. Ces critères varient selon l'usage de l'eau réceptrice et ils s'appuient sur le principe de la protection de la santé publique et du danger que l'utilisation de l'eau peut présenter à cet égard. Il sera maintenant question du degré de protection qui est présentement assuré par la désinfection des eaux usées municipales ou qui découle du respect des normes relatives à la qualité bactériologique de l'eau dans le cadre de l'évaluation du besoin de chlorer les effluents d'eaux usées. Nous verrons que le milieu naturel peut éliminer les bactéries indicatrices et les pathogènes par un processus d'auto-épuration et que la désinfection des eaux usées est superflue dans certains cas.

Jusqu'à présent, nous avons souligné les effets sur la santé des composés organochlorés formés lors de la chloration. Dans le présent chapitre, nous traiterons de l'exposition de l'homme et des animaux à ces composés organochlorés et des domaines dans lesquels il faudrait poursuivre les recherches.

3.1 Organismes indicateurs

Les organismes provinciaux qui s'occupent de l'environnement et de la santé publique continuent d'utiliser le groupe des coliformes comme indicateur de contamination fécale dans les eaux réceptrices, mais cela pose divers problèmes parce que les méthodes d'analyse varient d'un laboratoire à l'autre, parce qu'il est difficile de prédire la présence et le comportement des coliformes dans le milieu, et aussi à cause du rapport douteux entre les coliformes et les organismes pathogènes dans les rejets municipaux, les rejets d'autres origines et les eaux de surface.

3.1.1 Comparaisons de la technique du nombre le plus probable et de la technique de la membrane filtrante

La question des avantages et des inconvénients de la fermentation en tubes multiples (NPP - nombre le plus probable) et de la technique de la membrane filtrante (MF) pour le dosage des coliformes totaux et des coliformes fécaux dans l'eau naturelle et les eaux usées a été exposée en détail par Santé et Bien-être social Canada (1978). Nous nous contenterons de les passer brièvement en revue. Ces deux méthodes ne donnent pas des résultats comparables au sens strict, bien que les limites de confiance des deux

méthodes soient étendues dans le cas de faibles concentrations de coliformes. La technique de la membrane filtrante est plus avantageuse que la technique du NPP, en ce qu'elle est plus rapide et plus facile à appliquer et qu'elle exige moins d'espace, de travail et de matériel. Grâce à l'utilisation d'appareils portatifs, la technique de la membrane filtrante peut être appliquée directement sur le terrain. La corrélation entre les deux procédés doit être étudiée dans chaque endroit.

3.1.2 Présence et comportement des coliformes dans le milieu

Dans toute discussion sur les critères de qualité de l'eau et les dangers pour la santé publique, il est important de comprendre la présence et le comportement des coliformes dans le milieu. Les coliformes ne proviennent pas nécessairement des intestins d'animaux homéothermes ni de ceux de l'homme. En fait, certaines souches incluses dans le groupe des coliformes totaux ne sont pas présentes d'ordinaire dans les matières fécales. Les organismes du genre Klebsiella, Enterobacter et Citrobacter se trouvent dans le sol et sur la végétation, mais ils sont rarement isolés dans les fèces d'individus sains et, le cas échéant, en très petit nombre (Pipes, 1978, Santé et Bien-être social Canada (SBSC), 1978). Le groupe des coliformes fécaux comprend principalement le genre Escherichia coli (E. coli) et, dans une moindre mesure, les genres Klebsiella et Enterobacter. La présence de coliformes dans les eaux de surface n'est donc pas un indice certain de contamination fécale et une étude subséquente (par exemple, une enquête sanitaire) est la seule façon de vérifier s'il y a rejet de matières fécales dans les cas problématiques ou douteux.

Diverses études ont été entreprises pour tenter d'évaluer le comportement des coliformes (par exemple, les taux de destruction, de reproduction) dans les eaux réceptrices (Zanoni et coll., 1978; Bellair et coll., 1977; LaBelle et coll., 1980; Mitchell et Morris, 1969). Il a été démontré que la disponibilité de matières organiques et d'éléments nutritifs inorganiques, le pH ambiant et la présence dans le milieu récepteur de matières étrangères telles que des désinfectants, des métaux lourds et d'autres substances comme des antibiotiques influent sur la survie et le pouvoir de multiplication des bactéries. Des études sur place de la destruction ou de la disparition des entérobactéries ont été axées sur deux facteurs fondamentaux: la dilution et la température. La dilution est strictement un phénomène physique dont l'effet peut être calculé à l'aide des valeurs suivantes: les densités de coliformes dans l'effluent, la longueur et la profondeur du diffuseur, la vitesse de rejet et le débit du milieu récepteur. La température influence la survie des bactéries; en effet, à mesure que la température s'élève, la survie des bactéries

diminue. Des études effectuées dans le lac Michigan (Scarce et coll., 1964; Zanoni et coll., 1978) et dans une rivière polaire de l'Alaska (Goruon, 1972; Davenport et coll., 1976) ont démontré une réduction de 90 pour cent du nombre des bactéries après 380 minutes environ lorsque la température de l'eau était de 10°C, par rapport à un taux de survie des bactéries de 3,2 à 6,5 pour cent après sept jours à 0°C. Il ressort de ces études que des températures plus chaudes stimulent des forces biologiques antagonistes dans le milieu aquatique et favorisent la prolifération de prédateurs naturels des bactéries comme les protozoaires. Bien que d'autres facteurs comme la sédimentation, l'adsorption, les rayons ultraviolets et l'élimination naturelle influencent la disparition des coliformes, l'effet de la température sur les populations naturelles de prédateurs, tant dans les eaux douces que dans les eaux salées, peut être le facteur le plus important dans l'abaissement des concentrations de bactéries (Mitchell, 1972; Smith et Gerard, 1981). Il est possible, cependant, que certaines entérobactéries recommencent à se multiplier dans certaines eaux douces chaudes et riches en éléments nutritifs.

On a mentionné l'effet d'effluents chlorés sur des antagonistes biologiques naturels comme facteur favorisant la reprise de la croissance des bactéries (Berg et coll., 1980; Shuval et coll., 1973; Kinney et coll., 1978). Il a été conclu, à la suite d'études bactériologiques effectuées sur la rivière Trinity au Texas (Silvey et coll., 1974), que les hétérotrophes bénéfiques sont plus sensibles au chlore que les coliformes fécaux ou d'autres origines, et qu'il se produit en conséquence une reprise de la prolifération des coliformes dont la densité peut atteindre de trois à quatre fois les concentrations relevées au niveau de déversoirs, à cause du petit nombre des organismes concurrents et des prédateurs naturels. Des travaux effectués en Israël corroborent cette conclusion (Shuval et coll., 1973). Bien que dans ces deux études, on ait pu constater une reprise de la multiplication des bactéries et que d'autres chercheurs aient observé le même phénomène en laboratoire, d'après Bell (1979), il est peu probable que des entérobactéries prolifèrent au point d'atteindre des densités importantes dans des eaux réceptrices à cause de la température et de son effet sous ce rapport. D'après cet auteur, les eaux riches en hydrates de carbone, habituellement les eaux où sont déversés les déchets des usines de pâtes et papiers, font exception à cette règle. Huntley et ses collaborateurs (1976) ont publié des données indicatrices d'une reprise de la multiplication des coliformes à proximité d'un moulin à papier à Mobile Bay, Alabama; le nombre des coliformes est passé de 790 000 à 4 900 800, puis est tombé à 7900 à une certaine distance du déversoir. L'influence des marées était sensible dans cette région, et selon les auteurs, il était possible que ce milieu

ait été pollué par un égout séparateur situé à quelque distance ou par des eaux de ruissellement. Menon et Bedford (1972) ont démontré que le nombre des coliformes était passé de 1400 à 4400 dans la rivière Rainy en Ontario, laquelle reçoit des effluents d'eaux usées municipales et des effluents d'usines de pâtes et papiers. Ils ont conclu que ces augmentations pouvaient être attribuables à la reprise de la multiplication, aux eaux de ruissellement ou au débit de la rivière.

En résumé, il n'est pas facile de prévoir l'existence et le comportement d'organismes indicateurs dans le milieu. La possibilité d'apports de différente qualité et de diverses sources, le manque de spécificité des organismes indicateurs et la variation des taux de survie des bactéries dans des eaux chlorées et non chlorées sont les principaux facteurs d'interférence qui exercent un effet limitant lorsqu'il s'agit de juger de l'utilité et de la nécessité de désinfecter des eaux usées.

3.1.3 Rapports entre les coliformes et les pathogènes

Le nombre relatif des coliformes, des bactéries pathogènes, des virus et des parasites dans les eaux usées et les eaux de surface réceptrices est un élément important lorsqu'il s'agit d'évaluer le danger qu'ils représentent pour la santé publique et la valeur des normes relatives aux coliformes. Plusieurs études ont essayé d'établir une corrélation entre le nombre des bactéries indicatrices et la présence ou l'absence de bactéries pathogènes. En général, cependant, les rapports entre les concentrations moyennes d'indicateurs et les concentrations de pathogènes ne sont pas constants.

Ce manque de constance dans les proportions relatives d'indicateurs et de pathogènes n'est pas surprenant étant donné que les organismes pathogènes ne sont pas des habitants habituels de l'organisme humain ou des animaux homéothermes. Lorsqu'on évalue le rapport entre la densité des indicateurs et la densité des pathogènes, il faut tenir compte des points suivants (Pipes, 1978):

1. seul un faible pourcentage de la population peut, à un moment quelconque, abriter et excréter des bactéries pathogènes et des virus dans ses fèces;
2. une infection intestinale d'origine virale et l'excrétion de virus sont des phénomènes passagers;
3. la majorité des personnes qui éliminent des pathogènes dans leurs fèces peuvent être des cas infracliniques;
4. l'excrétion de certains virus dans les selles est assujettie à une variation saisonnière;

5. les méthodes pour l'identification et le dénombrement des pathogènes sont souvent mauvaises ou inexistantes;

6. des personnes peuvent abriter et excréter plus d'un type de pathogènes, et

7. il existe plusieurs centaines d'organismes qui peuvent être pathogènes.

Le traitement primaire des eaux usées ne réduit pas nécessairement le nombre de bactéries; un traitement secondaire peut éliminer plus de 90 pour cent des coliformes. Bien qu'on puisse s'attendre à une diminution simultanée du nombre des coliformes et des bactéries pathogènes, tel n'est pas le cas. En étudiant l'efficacité du traitement secondaire, Kenner et Clark (1974) ont découvert que même si le nombre des coliformes fécaux était réduit de 96 pour cent le nombre des Pseudomonas aeruginosa et des Salmonella n'était réduit que de 40 à 50 pour cent et de 7 à 10 pour cent, respectivement. Plusieurs auteurs ont établi que la chloration des eaux usées traitées est un moyen efficace de réduire les populations de Salmonella (EPS, 1978b; Brezenski et coll., 1965) ainsi que les populations de Klebsiella, d'E. coli et d'Enterobacter-Citrobacter (Kinney et coll., 1978). Geldreich et Van Donsel (1970) ont constaté que la Salmonella est plus sensible au chlore que les bactéries indicatrices; Schiemann et ses collaborateurs (1978) ont obtenu des résultats similaires lorsqu'ils ont utilisé l'ozone et le peroxyde de chlore pour désinfecter l'eau. Kabler (1959) a observé que sous un pH neutre E. coli et Pseudomonas aeruginosa ont sensiblement la même résistance au chlore libre, mais que celle de S. typhosa et Shigella dysenteriae est moindre. Tous ces organismes ont une résistance comparable au chlore combiné, mais celle-ci est beaucoup plus grande que leur résistance au chlore libre. La survie dans une eau contenant 0,3 mg/L de chlore libre est négligeable alors que dans les mêmes conditions, les organismes à l'étude pouvaient tous survivre à un contact avec 0,3 mg/L de chlore combiné.

Dans les eaux de surface, le rapport entre les bactéries indicatrices et les bactéries pathogènes n'a pas été bien défini. Plusieurs études sur place des eaux de surface ont été entreprises (Gallagher et Spino, 1968; Smith et Twedt, 1971; Silvey et coll., 1974) afin de déterminer s'il n'y avait pas de densités de coliformes totaux et de coliformes fécaux en deçà desquelles des bactéries pathogènes ne pouvaient pas être isolées. Il ressort de ces études que la difficulté d'établir le rapport naturel entre les indicateurs et les pathogènes dans les cours d'eau était tempérée par des facteurs tels que la pollution saisonnière, le nombre d'individus excréteurs de pathogènes chez les humains et les animaux dans les limites de bassins hydrologiques donnés et aussi par le pathogène

choisi pour l'analyse. Des concentrations élevées de coliformes fécaux ont été relevées en même temps que des concentrations faibles de Salmonella et vice versa (Geldreich, 1970; Dutka et Bell, 1973; Smith et coll., 1973).

Le nombre des entérovirus isolés dans des échantillons d'eaux usées dépend beaucoup de la méthode utilisée pour récupérer les virus, du moment de la journée choisi pour l'échantillonnage et aussi de la saison (IJC, 1980b; EPA, 1978; Gerba et coll., 1975). Comme ces facteurs varient, il est impossible de vraiment comparer les données disponibles actuellement sur la concentration des virus dans les eaux usées en ce qui concerne les différentes régions à l'étude.

TABLEAU 8 - ÉLIMINATION DES VIRUS PAR LE TRAITEMENT DES EAUX USÉES (SPROUL, 1977)

Traitement	Pourcentage d'élimination escompté	Virus résiduel* UFP/L
Primaire		
Sédimentation primaire	0	10 000
Chloration	50	5 000
Secondaire		
Filtres percolateurs	50	5 000
Chloration	50	2 500
Boues activées	90	1 000
Chloration	50	500
Tertiaire		
Précipitation des phosphates et sédimentation	90	1 000
Absorption sur du charbon activé	10	900
Chloration	99	9

* D'après une entrée escomptée de 10 000 UFP/L.
UFP Unité formatrice de plaque.

La quantité de virus présents dans des effluents d'eaux usées rejetés dans divers cours d'eau dépend aussi de l'efficacité des processus de traitement et de désinfection des eaux usées (Lothrop et Sproul, 1969; Malina, 1977; Malina et Sagik, 1974). Le Tableau 8 indique le nombre de virus infectieux qui survivent au processus de traitement et de chloration (Mahdy, 1979). Si l'on estime que les eaux usées peuvent contenir jusqu'à 10 000 unités formatrices de plaques (UFP)/L (EPA, 1978), le nombre de virus résiduels dans les effluents d'eaux usées peut aller de 9 UFP à 5000 UFP suivant le type de traitement. La sensibilité ou la résistance au processus de désinfection par le chlore varie énormément

d'un type de virus à l'autre. On peut voir au Tableau 9 que dans des conditions identiques de suspension, de pH et de température, le temps de contact avec le chlore nécessaire pour inactiver 4 logs (99,99 pour cent) de virus Coxsackie A6 est 44 fois plus long que celui qui est requis pour un réovirus 1. Il est donc difficile d'appliquer les données sur la désinfection d'un virus à d'autres virus, même s'ils appartiennent au même groupe. D'autre part, une période de contact avec le chlore de 120 minutes dans les conditions données a inactivé 99,99 pour cent des virus énumérés au Tableau 9, mais peut ne pas inactiver le même nombre d'autres virus.

TABLEAU 9 - TEMPS REQUIS POUR OBTENIR UN TAUX D'INACTIVATION DE 99,99 POUR CENT DE DIVERS VIRUS HUMAINS* PAR L'APPLICATION DE 0,5 mg/L DE CHLORE LIBRE (LIU ET MCGOWAN, 1973)

Virus	Temps (min)
Réovirus 1	2,7
Réovirus 3	4,0
Réovirus 2	4,2
Adénovirus 3	< 4,3
Virus Coxsackie B2	6,5
Virus Coxsackie A9	6,8
Virus Coxsackie B4	7,0
Échovirus 7	7,1
Échovirus 5	8,0
Virus Coxsackie B1	8,5
Échovirus 9	12,0
Adénovirus 7A	12,5
Échovirus 8	13,0
Échovirus 11	14,0
Poliovirus 1	16,0
Échovirus 24	20,0
Adénovirus 12	23,5
Échovirus 1	27,0
Poliovirus 3	30,0
Virus Coxsackie B3	35,0
Virus Coxsackie A5	35,3
Virus Coxsackie B5	39,5
Poliovirus 2	40,0
Échovirus 12	> 60,0
Virus Coxsackie A6	>120,0

* Présents dans des échantillons d'eau de la Potomac à 2°C et à pH 7,8.

Les virus ne se reproduiront pas sur les matières inertes ou chez un hôte non sensible, ils sont donc beaucoup moins nombreux que les bactéries dans les eaux de surface réceptrices. Toutefois, les virus rejetés dans l'eau (eau douce et eau salée) y survivent plus longtemps que les bactéries (Berg et Metcalf, 1978). Le temps de survie dépend surtout du type de virus, du courant, des conditions climatiques (en particulier de la température), du degré et du type de pollution et du fait que le virus est libre ou porté par un solide. Comme dans le cas des bactéries pathogènes, la population microbienne dans l'eau et la température de l'eau ont une influence importante sur la survie des virus. Par exemple, le virus Coxsackie A2 a survécu plus longtemps dans de l'eau distillée, dans de l'eau de rivière déjà stérilisée à l'autoclave pour détruire la population microbienne (Clark et Kabler, 1954; Geldreich, 1972) et dans de l'eau de mer chauffée au préalable pendant 1 heure à 45°C que dans des eaux usées (Geldreich, 1972). Dans d'autres expériences au cours desquelles on a utilisé de l'eau distillée stérile, de l'eau de source ou de l'eau de puits à laquelle on a ajouté 100 000 doses infectieuses par litre, seules ou avec d'autres bactéries, pour obtenir une densité de 1000 cellules par litre, la survie des virus a été sensiblement réduite par suite de l'association aux bactéries. Le Tableau 10 illustre la plage de stabilité des virus qui étaient en suspension dans des eaux comportant divers degrés de pollution domestique à une température comprise entre 20 et 25°C (Mahdy, 1979). On peut observer des variations entre différents virus et même entre les données relatives au même virus durant le temps requis pour inactiver 3 logs (99,9 pour cent) de l'infectivité.

Des études ont montré que le rejet d'un effluent d'eaux usées désinfectées contenant un nombre acceptable d'organismes indicateurs et une quantité prescrite de chlore résiduel total ne donne pas une indication directe du danger que peuvent présenter les virus dans les effluents (Berg, 1978; Berg et coll., 1978; Mitchell, 1972; et Marzouk et coll., 1980).

En résumé, d'après ce que nous savons, il appert que les rapports entre les densités d'indicateurs et les densités de pathogènes dans les eaux usées et les eaux de surface et leur fluctuation ne sont pas très significatifs. Pour les Salmonella, nous possédons des renseignements qualitatifs sur la présence ou l'absence de cet organisme, mais les techniques quantitatives pour évaluer les densités sont peu nombreuses; pour d'autres pathogènes, nous ne disposons d'aucune donnée des deux genres. Il y a tout lieu de croire que, du point de vue quantitatif, il n'existe pas de rapport entre les organismes indicateurs existants et les pathogènes.

TABLEAU 10 - STABILITÉ* DES VIRUS EN SUSPENSION DANS DIFFÉRENTS TYPES D'EAU ENTRE 20 ET 25°C (AKIN ET COLL., 1971)

Type d'eau	Virus	Temps (jours)+
Mer ou estuaire	Poliovirus 1	2-8
	Poliovirus 2	5-8
	Poliovirus 3	4-8
Rivière	Échovirus 6	4-15
	Virus Coxsackie B3	2-28
	Poliovirus 1	3-20
	Échovirus 6	3-8
	Virus Coxsackie B3	2-3
	Poliovirus 1	3-6
	Poliovirus (genre inconnu)	10-22
Eau douce emmagasinée	Échovirus (genre inconnu)	6-24

* Exprimé en nombre de journées requises pour perdre 99,9 pour cent de l'infectivité.
\+ Limites maximales tirées de divers rapports.

3.2 Rejets municipaux et danger pour la santé publique

Pour juger de la protection de la santé publique dans la mesure où celle-ci relève de la gestion des eaux usées et des pathogènes qu'elles contiennent, il faut connaître les éléments suivants:

1. les agents pathogènes présents;
2. les caractéristiques dose-réponse des agents en cause (c'est-à-dire la concentration de l'agent et la concentration requise pour provoquer la maladie), et
3. comment l'agent pourrait venir en contact avec des individus sensibles.

3.2.1 Agents pathogènes dans les eaux usées

Les bactéries pathogènes les plus dangereuses pour la santé qui aient été identifiées aux eaux usées comprennent des membres des genres Shigella, Salmonella et Escherichia. Yersinia enterocolitica et Vibrio cholerae sont d'autres bactéries qui posent un problème. Il est également reconnu que les virus et les parasites ont de l'importance à ce point de vue. Le virus de l'hépatite est celui qui est le plus menaçant bien qu'on ait signalé la présence de nombreux autres virus dans les eaux usées. Giardia lamblia et Entamoeba histolytica sont deux parasites dont il faut tenir compte.

Il existe six espèces de Shigella dont deux S. sonnei et S. flexneri sont plus courantes. Aux États-Unis, la majorité des cas déclarés de shigellose sont attribuables à S. sonnei (Craun, 1974). La shigellose, connue aussi sous le nom de dysenterie bacillaire, est une affection intestinale n'atteignant que l'homme et les primates. Elle se propage rapidement lorsque les conditions d'hygiène laissent à désirer et surtout par contact de personne à personne. Toutefois, on a rapporté certains cas attribuables à de l'eau contaminée. Les bactéries du genre Campylobacter peuvent causer des affections qui ressemblent à une shigellose. Deux grandes épidémies provoquées par l'eau potable ont été signalées, l'une au Vermont (CDC 1978) et l'autre en Suède (Mentzing, 1981).

Le genre Salmonella comprend beaucoup d'espèces pathogènes pour l'homme. S. typhi, l'agent responsable de la fièvre typhoïde, ne s'attaque qu'à l'homme et cause une fièvre entérique grave. Heureusement, l'incidence de cette maladie en Amérique du Nord est très faible. Aux États-Unis, l'incidence des salmonelloses (autre que la typhoïde) est supérieure à celle de la fièvre typhoïde. Les salmonelloses peuvent être provoquées par un grand nombre d'espèces de Salmonella; elles se caractérisent par de la diarrhée, des douleurs abdominales et des vomissements. S. typhimurium est l'espèce type prédominante (29,4 pour cent de tous les cas) (USPHS, 1976). En 1974, on a signalé aux États-Unis 59 décès sur un total de 21 980 cas (Centre for Disease Control (CDC), 1976).

Depuis le milieu des années 40, moment où l'on a associé Escherichia coli à une affection diarrhéique répandue dans les pouponnières, il est devenu de plus en plus évident que des variétés de cette bactérie qu'on appelle E. coli entérotoxique sont responsables d'affections entériques transmises par l'eau (Sack, 1975). Ces souches pathogènes peuvent produire des symptômes bénins ou graves ressemblant à ceux du choléra au niveau du petit intestin ainsi qu'une endotoxine, ou elles peuvent se multiplier dans le côlon et pénétrer dans les cellules épithéliales où elles provoquent des symptômes qui ressemblent à ceux de la shigellose (Dupont et coll., 1971). Il a été prouvé que des E. coli entéropathogènes sont responsables de la diarrhée des voyageurs (Gorbach et coll., 1975) et d'épidémies de diarrhée d'origine hydrique, comme celle qui a sévi dans le Parc national de Crater Lake, en Oregon, en 1975 (CDC, 1975). Faute de système de déclaration, on ne connaît pas la morbidité de cette maladie aux États-Unis et au Canada.

Les bactéries du genre Yersinia enterocolitica sont les agents étiologiques de la yersiniose, une affection gastro-intestinale. En Ontario, les cas de yersiniose ne sont déclarés que depuis 1972, mais depuis lors, ces bactéries ont été isolées en nombres de plus en plus grands (Toma et coll., 1972; Toma, 1973; et Ontario MOE, 1980b). Dans le cas

de Y. enterocolitica, il semble que l'augmentation de la température de l'eau ait une influence négative sur l'incidence de la bactérie.

Le Vibrio cholerae, une bactérie qui provoque une diarrhée aiguë, a presque totalement été éliminé de l'eau en Amérique du Nord (SBEC, 1978). Des cas de choléra sont parfois déclarés mais d'ordinaire, les malades sont des voyageurs qui reviennent des régions infestées (Rapport hebdomadaire des maladies au Canada (RHMC), 1981a).

Les intestins de l'homme et des animaux peuvent contenir plus de 100 souches de virus. Le virus le plus important, du point de vue de la gravité de la maladie qu'il engendre, est l'agent responsable de l'hépatite infectieuse.

Avant la campagne de vaccination des années 50, qui fut couronnée de succès, la poliomyélite virale aurait été considérée comme une maladie importante. Toutefois, de 1973 à 1975, on a signalé moins de 10 cas de poliomyélite par 1 000 000 d'habitants.

Les autres virus que contiennent les eaux usées appartiennent aux groupes Coxsackie, Écho, Adéno et Réovirus. Ceux-ci sont responsables de diverses maladies dont la méningite aseptique, des myocardites, des troubles respiratoires et des malaises gastro-intestinaux. L'incidence la plus importante d'infections par transmission, principalement par contact direct, s'observe chez les enfants d'âge préscolaire. Actuellement, on ne comprend pas très bien le rôle que joue l'eau dans la transmission de ces agents (Lennette, 1976).

En Amérique du Nord, les parasites couramment associés aux maladies d'origine hydrique sont une amibe, Entamoeba histolytica (dysenterie amibienne) et un protozoaire flagellé, le Giardia lamblia (giardiase).

Dans les cas d'amibiase, les amibes infectent le côlon de l'homme provoquant une érosion de la muqueuse superficielle. Elles peuvent finir par envahir les tissus en provoquant une ulcération. Dans certains cas graves, le parasite peut envahir d'autres organes. Le parasite peut s'enkyster et les kystes passent ensuite dans le milieu par l'intermédiaire de fèces contaminées. Lorsque les amibes enkystées pénètrent dans un autre hôte sensible, en général avec des aliments ou des boissons contaminées, elles éclosent dans l'intestin et infectent ou réinfectent l'hôte.

La giardiase est une affection intestinale due à l'infection du tube digestif par un protozoaire, le G. lamblia. La maladie se traduit par une maladsorption tantôt inapparente, tantôt grave. Le parasite produit des kystes qui sont éliminés dans les fèces

et qui se propagent à d'autres hôtes par la contamination fécale. Dans certains cas, elle a été associée à une contamination de l'eau de boisson (Craun et coll., 1976). En septembre 1981 le total cumulatif des cas de giardiase déclarés au Canada, au cours de l'année, s'établissait à 2021 (RHMC, 1981b).

3.2.2 Caractéristiques dose-réponse des agents pathogènes

Il existe des données sur les concentrations de divers agents responsables de maladies qui provoquent des symptômes identifiables en clinique (dose-réponse chez l'homme), à savoir: Salmonella typhi, quelques autres salmonelles et quelques souches d'E. coli en plus de Giardia lamblia. Bryan (1974) a compilé une liste de dose-réponse pour différents agents infectieux et une version abrégée de ces données se trouve au Tableau 11.

TABLEAU 11 - DOSE-RÉPONSE POUR CERTAINS MICROORGANISMES ENTÉRIQUES (Bryan, 1974)

Microorganisme	Nombre par dose+
Shigella sp.	10^2 - 10^3
S. typhi	10^4 - 10^7
Salmonella sp. (pas S. typhi)	10^6 - 10^9
E. coli	10^6 - 10^{10}
Vibrio cholerae	10^3 - 10^8
G. lamblia	10^1 à 10^6 (infection sans maladie)

+ Requis pour engendrer la maladie chez de 25 à 75 pour cent des personnes qui absorbent cette dose.

Comme on peut le voir au Tableau 11, le rapport dose-réponse est particulier à chaque organisme. Dans le cas de maladies bactériennes, il faut en général un nombre important d'organismes pour provoquer une réaction manifeste chez les personnes exposées. Les conditions dans lesquelles les rapports entre la dose et la réaction se manifestent sont importantes comme on peut le voir dans le cas de la giardiase, une affection parasitaire; dans un cas, on n'a observé aucune infection clinique malgré l'absorption de doses atteignant un million de kystes, et dans un autre cas, une dose d'à peine dix kystes a produit une infection chez toutes (100 pour cent) les personnes exposées.

Des souches atténuées du virus de la polio ont été utilisées pour effectuer des mesures quantitatives de la dose infectieuse minimale d'entérovirus chez l'homme (McLean, 1973; Plotkin et Katz, 1966). Lorsqu'on a administré des capsules de gélatine contenant des doses graduées de poliovirus-1 atténué (souche SM) à des adultes volontaires, on a constaté que tous ceux (100 pour cent) qui ont reçu 200 ou 20 unités formatrices de plaques (UFP), et 67 pour cent de ceux qui ont reçu 2 UFP ont été contaminés, mais aucun de ceux qui n'ont ingéré que 0,2 UFP (McLean, 1973). Par conséquent, on a calculé que la dose infectieuse du poliovirus-1 souche SM pour 50 pour cent des personnes était de 1 UFP. Dans le cas de personnes qui ont déjà reçu un vaccin Sabin trivalent antipoliomyélitique, la dose infectante minimale du poliovirus atténué peut être beaucoup plus élevée (McLean, 1973).

Il semble que les résultats d'études des caractéristiques dose-réponse des agents pathogènes soient très ambigus. Dans bien des cas, comme on peut le voir au Tableau 11, des doses importantes de pathogènes sont délibérément utilisées pour pouvoir obtenir un taux d'infection. Bien que ces études nous fournissent des résultats importants, elles ne nous permettent pas de comprendre l'influence de la dose par rapport à la réaction. Autrement dit, la définition de la "dose minimale" n'est pas établie dans ce genre d'études.

Lorsqu'il s'agit de données sur le rapport dose-réponse, il faut encore définir la réaction dans le cas d'une étude ou d'un pathogène en particulier. Infection et maladie ne sont pas synonymes, et une dose qui produit une infection sans nécessairement causer une maladie est toujours considérée comme dose infectante. Une infection peut être décelée par la présence d'anticorps sans qu'on puisse isoler l'organisme pathogène chez l'hôte.

Finalement, la sensibilité à la plupart des infections est fonction de nombreux facteurs et de nombreuses variables. Il faut tenir compte d'éléments tels que l'âge et l'état de la personne qui reçoit la dose lorsqu'on traite du nombre réel d'organismes nécessaires pour provoquer une infection.

L'établissement d'une dose infectante minimale pour des pathogènes présents dans le milieu est une science inexacte, c'est pourquoi il est impossible d'établir des corrélations entre la concentration de l'agent pathogène dans le milieu, les doses infectantes minimales et l'affection produite chez l'homme.

3.2.3 Contact avec l'agent pathogène

L'étude de la façon dont un agent pathogène peut venir en contact avec des individus sensibles est une science en soi et il s'agit par conséquent d'un sujet beaucoup

trop vaste pour être analysé en détail dans la présente étude. Toutefois, dans l'optique de l'élimination et de la réutilisation des eaux usées, il est évident qu'il faut étudier les voies susceptibles de servir à la transmission des maladies pour établir la probabilité et l'importance de contacts éventuels entre l'homme et les pathogènes.

L'étude des voies de transmission des maladies dans le milieu fournit une indication du danger qui peut exister pour la santé publique.

3.2.3.1 Eau de boisson

Les maladies infectieuses transmises par l'eau de boisson sont principalement celles qui sont transmises par voies anale-buccale, et elles sont associées en général à la contamination de l'eau par des fèces d'origine humaine (Pipes, 1978). Malheureusement, il existe peu de statistiques canadiennes sur les poussées épidémiques de maladies véhiculées par l'eau de boisson; il faut donc se référer surtout aux données provenant des États-Unis. Depuis le milieu des années 50, il y a eu dans l'ensemble, une augmentation marquée du nombre des flambées d'affections d'origine hydrique signalées au Centre de lutte contre les maladies infectieuses des États-Unis (U.S. Center for Disease Control). Cette augmentation a même été plus importante de 1971 jusqu'à maintenant. On ne sait pas très bien si l'augmentation observée est due à une amélioration du système de déclaration, à la détérioration de la qualité de l'eau ou à une attitude complaisante à l'endroit de l'hygiène. Toutefois, l'étiologie des maladies d'origine hydrique a changé au cours des dernières années. Entre 1971 et 1974, près de la moitié des épidémies (47 pour cent) et des cas (47 pour cent) signalés portaient la mention "gastro-entérite aiguë" sans agent étiologique. En 1975, la tendance s'est prolongée; un peu plus de 70 pour cent des épidémies et 90 pour cent des cas de maladies d'origine hydrique étaient décrits comme "gastro-entérite aiguë d'étiologie inconnue". À la fin des années 70, trois agents étiologiques, Giardia lamblia, Yersinia enterocolitica et E. coli entéropathogène, ont commencé à être de plus en plus souvent identifiés comme agents responsables des poussées épidémiques associées à l'eau de boisson. Ces trois agents étaient sans aucun doute responsables de quelques-uns des cas déjà signalés de gastro-entérite d'étiologie inconnue (Pipes, 1978).

L'hépatite infectieuse, l'infection virale qui vient au second rang dans l'ordre de fréquence des agents étiologiques responsables de flambées de maladies infectieuses associées à l'eau de boisson, est la seule maladie virale au sujet de laquelle nous possédions assez de données épidémiologiques pour confirmer qu'elles est transmise par l'eau. Moseley (1966) mentionne 50 rapports publiés au sujet de cas d'hépatite infectieuse

entre 1896 et 1965, cas qui peuvent être attribués à de l'eau de boisson contaminée. Des systèmes municipaux de distribution de l'eau potable ont été tenus responsables de 19 des 50 poussées épidémiques. Dans l'hépatite infectieuse comme dans les shigelloses, les principaux facteurs à l'origine des épidémies ont été de l'eau brute manifestement contaminée et des méthodes de traitement inadéquates. En fait, entre 1971 et 1974, ce sont des méthodes de traitement de l'eau inadéquates ou des approvisionnements contaminés qui ont causé la plupart des épidémies (65 pour cent) et des cas (63 pour cent) de maladies d'origine hydrique (Pipes, 1978). Des rapports d'enquêtes antérieures sur des approvisionnements d'eau des municipalités ont fait état d'observations semblables (McCabe et coll., 1970).

Au Canada, une épidémie de typhoïde est survenue à Bouchette (Québec); on a signalé 40 cas attribuables à la consommation d'eau contaminée de la rivière Gatineau qui n'avait pas été traitée (Martineau et Breton, 1972). À Kingston (Ontario) 42 personnes, dont 24 enfants, ont contracté la typhoïde après avoir consommé de l'eau provenant d'un puits contaminé (Mathias et coll., 1976).

Bien qu'on isole très fréquemment des virus cultivables (virus de la polio, virus Coxsackie, échovirus, etc.) dans des eaux usées et des eaux de surface (Clarke et coll., 1961, 1964; Kelly et Sanderson, 1960), on n'a attribué à ces agents qu'une seule épidémie provoquée par de l'eau de boisson (Craun et McCabe, 1973).

On croit en général, qu'une eau de boisson bien traitée et distribuée correctement ne devrait contenir aucun microorganisme pathogène. En pratique, cet objectif est probablement impossible à atteindre. Il est plus réaliste de s'attendre à ce que, même en cas d'épidémies dans une population dont les eaux usées peuvent contaminer la source d'eau brute, la purification naturelle conjuguée au traitement et à la désinfection effectués par l'homme fasse en sorte que les flambées de maladies infectieuses soient très rares, si tant est qu'il y en ait et que la probabilité de cas sporadiques de maladies infectieuses soit passablement faible. Nous l'avons déjà dit, cet objectif n'a pas été atteint. Ce qui fait défaut, c'est ou l'indicateur microbiologique utilisé ou, comme l'a suggéré McCabe et coll. (1970), la surveillance microbiologique des systèmes privés et semi-privés en particulier.

Si l'utilisation du groupe des coliformes comme indicateur semble avoir permis de lutter contre les principales maladies contagieuses à déclaration obligatoire, reste la question des maladies qui ne sont habituellement pas déclarées et de leur rapport possible

avec la qualité de l'eau de boisson. Dans le cas de l'eau de boisson, on exigerait d'abord d'un indicateur bactérien (i) que sa densité soit constante dans l'eau brute de sorte que, si la désinfection était insuffisante, on puisse le déceler dans une quantité raisonnable d'eau traitée et (ii) que sa résistance à la chloration s'approche au moins de celle de l'agent infectieux le plus résistant qui puisse être présent dans le milieu. À l'heure actuelle, on sait que les bactéries coliformes sont moins résistantes à la chloration que certains organismes pathogènes, bien que l'on croie que ces différences deviennent négligeables s'il y a constamment une quantité de chlore résiduel libre dans l'eau. La chloration ne détruira pas Giardia lamblia et d'autres kystes de parasites - il faut filtrer l'eau avant de pouvoir la boire.

En résumé, il conviendrait d'effectuer une étude pour établir si des maladies non déclarées posent un problème au Canada. Dans l'affirmative, il faudrait entreprendre une deuxième étude pour trouver un autre indicateur qui soit résistant au chlore. Il faudrait également rechercher la meilleure stratégie basée sur la présence de résidus de désinfectant et d'organismes indicateurs pour produire une eau brute absolument sûre comme source d'eau potable. Il importe également de souligner que tant qu'un projet de recherche de ce genre n'aura pas donné de résultats positifs, il faut continuer à utiliser les bactéries coliformes. Finalement, il faudrait mettre au point un système national pour la déclaration efficace des épidémies de maladies d'origine hydrique au Canada.

3.2.3.2 Eaux utilisées à des fins récréatives

Les infections associées aux activités dites de contact primaire les plus couramment déclarées touchent la peau, les yeux, les oreilles et les voies respiratoires supérieures. Donc, les meilleurs indicateurs de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives sont des microorganismes ou des substances chimiques dont la densité dans l'eau peut être liée, sur le plan quantitatif, à l'existence de dangers pour la santé découlant d'activités récréatives, en particulier lorsque les orifices de la tête se trouvent exposés à l'eau.

L'otite externe dû au Pseudomonas aeruginosa demeure l'une des maladies les plus fréquemment signalées chez les baigneurs. Hoadley et Knight (1975) ont remarqué que, dans le groupe qu'ils ont étudié, environ 7,3 pour cent des baigneurs et 3,1 pour cent des non-baigneurs ont souffert de maux d'oreilles. Ils ont pu isoler des P. aeruginosa dans les conduits auditifs de plus de 75 pour cent des baigneurs et d'environ 33 pour cent des non-baigneurs souffrant d'otite externe. Toutefois, rien n'indique de façon positive si les organismes provenaient de l'eau ou du conduit auditif des baigneurs.

On a relevé environ 300 cas de plaies et d'écorchures subies au cours de baignades qui ont été infectées par Mycobacterium balnei (Cleere, 1960; Farrington et coll., 1960) et environ une douzaine de cas infectés par Aeromonas hydrophila (Hanson et coll., 1977; Rosenthal et coll., 1974). Le premier genre d'infection avait été contracté dans des piscines d'eau minérale chaude et le dernier dans des étangs et des lacs.

Le prurit des nageurs (Osment, 1976) causé par les cercaires d'un schistosome parasite des oiseaux est la maladie de peau la plus fréquemment associée à la baignade.

On sait depuis longtemps que les personnes qui se baignent dans de petits étangs et des ruisseaux contaminés depuis peu par l'urine du bétail risquent de contracter une leptospirose (Nelson et coll., 1973; Diesch et McCullock, 1966). Sur les quelque 119 cas de leptospirose déclarés au National Center for Disease Control, aux États-Unis, en 1975, (CDC, 1977a), 36 (29 pour cent) étaient probablement dus à des circonstances de ce genre. En 1976, il y a eu au Tennessee une épidémie de 7 cas; tous les individus s'étaient baignés dans un certain ruisseau au cours du mois qui a précédé la manifestation de la maladie (CDC, 1977b).

Une épidémie d'hépatite a été associée à des eaux à vocation récréative (Bryan, 1974), mais il est fort probable qu'elle ait plutôt été occasionnée par la consommation de l'eau que par la baignade. Il est intéressant de constater qu'on n'ait signalé aucun cas de poliomyélite associé à la baignade. Seulement deux flambées d'infections, à virus Coxsackie A dans une eau, et à virus Coxsackie B dans l'autre ont été associées à la baignade dans des cours d'eau naturels (Denis et coll., 1974).

La plus importante épidémie d'affections intestinales associées indubitablement à la baignade dans des eaux naturelles aux États-Unis, et probablement dans le monde entier, est celle au cours de laquelle 31 cas de dysenterie bacillaire due à Shigella sonnei sur 45 ont été clairement liés à la baignade dans un tronçon de 5 milles du Mississipi en aval de Dubuque, en Iowa (Rosenberg et coll., 1976).

Des baigneurs qui ont pris de l'eau dans leur bouche 18 pour cent ont été atteints, et la densité des coliformes fécaux dans l'eau prélevée dans la rivière quelque temps après que l'épidémie eut atteint un sommet, était de 17 500 par 100 mL. Les Shigella sonnei isolés chez les individus contaminés et dans l'eau avaient tous le même antibiogramme. De plus, l'incidence des cas de shigellose à Dubuque avait augmenté au cours des 3 ou 4 années précédant l'épidémie.

Pendant plusieurs années, Cabelli et ses collaborateurs (1975a, 1975b, 1976b) ont comparé les taux de symptômes gastro-intestinaux, respiratoires et autres chez des baigneurs et des non-baigneurs fréquentant des plages "tout juste acceptables" et "relativement polluées". Au cours de chacune des deux premières années de l'étude, ils ont constaté que le taux de symptômes gastro-intestinaux (vomissements, diarrhée, nausées ou maux d'estomac) était plus élevé chez les baigneurs qui fréquentaient la plage tout juste acceptable que chez ceux qui fréquentaient la plage relativement peu polluée. Ils ont découvert que ces différences pouvaient être imputées au groupe d'enfants âgés de 10 ans et moins. Ce résultat était à la fois prévu et compatible avec ceux obtenus par Stevenson (1953). De plus, lorsque les taux de symptômes ont été analysés par rapport aux densités d'un certain nombre d'indicateurs microbiens mesurés au moment de la baignade, on a pu établir des corrélations entre le taux de symptômes gastro-intestinaux associés à la baignade et les densités moyennes d'indicateurs pour E. coli et des entérocoques dans l'eau où les gens s'étaient baignés. Le taux de symptômes gastro-intestinaux associés à la baignade (c'est-à-dire la différence entre baigneurs et non-baigneurs) se situait entre 3 et 4 pour cent et correspondait à environ 200 E. coli par 100 mL. Le taux pour les symptômes gastro-intestinaux relativement importants (ceux qui confinent la personne atteinte à la maison ou au lit) se situait entre 0,5 et 1 pour cent.

D'après les cas observés et des études épidémiologiques prospectives, la baignade présente en soi un risque accru d'infections et d'irritations de la peau, des oreilles, du nez et des voies respiratoires supérieures. De plus, un risque accru de contracter une infection gastro-intestinale et des infections de la peau, des yeux, des oreilles et des voies respiratoires supérieures est lié à la qualité microbiologique de l'eau. Les enfants qui pratiquent la natation sont particulièrement exposés aux infections gastrointestinales du fait de la présence dans l'eau, en concentrations assez fortes, d'E. coli et d'entérocoques, microorganismes indicateurs de pollution fécale. Il demeure toutefois extrêmement difficile de prouver un rapport de causalité direct entre la pollution engendrée par les déversements d'eaux usées municipales et les épidémies parmi les baigneurs, à moins que la contamination ne soit particulièrement forte.

Actuellement, les règlements provinciaux limitent le choix des indicateurs bactériens; ils précisent à quelle fréquence et dans quelles conditions des prélèvements d'échantillons doivent être effectués et n'accordent que peu de latitude dans l'interprétation des résultats. Il semblerait, cependant, d'après ce que nous avons déjà dit, qu'il faille interpréter les résultats des analyses de contrôle, en particulier en ce qui a trait à la

source de pollution (par exemple, s'agit-il de déchets humains ou de déjections d'animaux inférieurs, d'eaux usées traitées ou d'eaux usées non traitées, d'effluents municipaux ou d'effluents industriels, d'eaux domestiques ou d'eaux de pluie) et à la présence possible de pathogènes. Il faut recueillir des données au sujet des effets sur la santé des concentrations d'indicateurs et des densités de pathogènes dans les eaux utilisées à des fins récréatives. Ces données devraient être utilisées de trois façons: (i) pour classer les plages en fonction des recommandations et des normes existantes, (ii) pour évaluer ce qu'il faut faire pour réduire la pollution et établir des tendances à long terme et des données de base en ce qui concerne la qualité des eaux susceptibles d'être touchées, et (iii) pour déterminer la source et les conditions des épidémies de maladies infectieuses d'origine hydrique.

Il est souhaitable de mesurer la concentration d'un certain nombre d'indicateurs et même de certains pathogènes en vue d'établir la proximité, la nature et l'importance des sources de pollution de biotypes de coliformes (Knittel, 1975; Dufour et Cabelli, 1975) ou d'espèces de streptocoques (Medrek et Barnes, 1962; Geldreich et Kenner, 1969). Par exemple, les densités relatives d'E. coli, d'entérocoques, de Clostridium perfringens et de Bifidobacteria pourraient fournir une partie de ces renseignements. Les concentrations de P. aeruginosa (Levin et Cabelli, 1972, Cabelli et coll., 1976a) et d'A. hydrophila (Cabelli et coll. 1975) peuvent également fournir des renseignements utiles. En l'absence d'E. coli, des Klebsiella peuvent suggérer l'existence de certaines sources de pollution industrielle (Dufour et Cabelli, 1976; Bauer, 1972). La capacité d'établir des distinctions de ce genre à propos des sources de contamination serait un outil précieux tant pour les organisations qui s'occupent de l'environnement que pour celles qui s'intéressent à la santé publique.

3.2.3.3 Eaux où l'on pratique l'élevage des mollusques

Depuis 1900, la fièvre typhoïde, les gastro-entérites d'étiologie inconnue et l'hépatite infectieuse ont été en cause dans 90 pour cent des épidémies causées par des mollusques (Verber, 1972). Il est donc évident que dans les cas de contaminations des mollusques, il faut penser principalement aux matières fécales humaines et, dans une moindre mesure, à celles des autres homéothermes. Le Vibrio cholerae a été l'agent étiologique de l'une des plus anciennes et de l'une des plus récentes épidémies. De plus, trois organismes transmis par l'eau, Vibrio parahemolyticus, Clostridium botulinum et certaines espèces de dinoflagellés ont été responsables de flambées d'infection ou d'intoxication transmises par l'intermédiaire de mollusques. L'association de ces agents avec une pollution engendrée par l'homme n'est pas claire. Les bactéries indicatrices de

la présence de matières fécales humaines ne permettent pas de dire s'il existe un risque de contracter ces maladies moins courantes (Pipes, 1978).

Même si toutes les épidémies récentes d'hépatite infectieuse et de gastro-entérite non spécifique associées à des mollusques pouvaient être attribuées à la récolte illégale de ces invertébrés dans des eaux polluées, il faut encore accorder leur survenue avec l'absence d'épidémies de fièvre typhoïde depuix 1954 (Cabelli, 1978). Celle-ci pourrait s'expliquer par une diminution du nombre des cas et des porteurs de typhoïde dans la population en plus du fait que, dans le cas de S. typhosa, la dose infectieuse est relativement plus élevée. Il est également possible que, pour diverses raisons, y compris les caractéristiques relatives de survie des deux pathogènes, les normes (et probablement le système d'indicateurs) conçues pour empêcher que la fièvre typhoïde soit véhiculée par des mollusques, ne soient pas assez sévères pour prévenir efficacement l'hépatite infectieuse et la gastro-entérite non spécifique.

Il est évident qu'il faut effectuer des études épidémiologiques et microbiologiques dirigées afin de formuler des critères relatifs à la qualité des eaux servant à la culture des mollusques dans le but de protéger la santé du public. Bien que l'incidence de maladies causées par Vibrio parahemolyticus et Clostridium botulinum soit peu importante jusqu'à maintenant, des recherches devraient être axées sur la mise au point d'une méthode simple qui permette de prédire dans quelle mesure des infections causées par ces organismes véhiculés par les mollusques risquent de se produire.

3.2.3.4 Agriculture et irrigation

Le déversement des eaux usées sur le sol est pratiqué pour s'en débarrasser ou comme système de traitement. On peut souhaiter obtenir un supplément d'eau et de matières nutritives pour l'irrigation ou recourir à cette alternative principalement pour se débarrasser des eaux usées. Les eaux usées employées pour l'irrigation peuvent être aspergées sur le terrain par divers moyens, elles peuvent être dirigées dans un système de drainage par sillons ou bien on peut en inonder le terrain.

Le rejet des eaux usées sur le terrain peut être bénéfique de bien des façons, mais il présente aussi des risques dont l'irrigation normale est exempte. La population locale, le bétail, la faune sauvage de même que les eaux souterraines et les eaux de surface se trouvent exposés à des bactéries, des métaux lourds et des contaminants organiques. La contamination microbiologique est particulièrement inquiétante lorsque des eaux usées

domestiques sont employées pour l'irrigation des terres, parce qu'elles peuvent contenir un grand nombre de microorganismes pathogènes en concentrations élevées.

Les appareils utilisés pour asperger les terres avec des effluents d'eaux usées produisent des gouttelettes extrêmement fines formant un aérosol que le vent peut facilement emporter. On estime qu'environ 0,1 pour cent de l'eau usée épandue au moyen d'un appareil d'aspersion passe sous forme d'aérosol (Jurinak et Santillan-Medrano, 1974). Les aérosols formés à partir d'eaux usées mal désinfectées contiennent des bactéries et des virus actifs. Les humains risquent d'être infectés en inhalant directement ces aérosols ou indirectement, s'ils entrent en contact avec des matériaux sur lesquels les gouttelettes transportées par l'air se sont déposées, comme sur leur vêtement par exemple (EPS, 1977). Des facteurs comme une augmentation de la vélocité du vent ou de l'humidité relative, un abaissement de la température et un temps sombre favorisent la survie des microorganismes dans les aérosols et leurs déplacements (Sorber et Guter, 1975; EPA, 1977).

Pour réduire les risques pour la santé que présentent les aérosols, différentes mesures peuvent être prises, notamment: une désinfection suffisante des effluents, le respect de zones tampons convenables, l'utilisation d'appareils qui vaporisent l'eau horizontalement et vers le bas sous une faible pression, la suppression des épandages lorsque le vent est fort et l'application de cette technique uniquement pendant le jour (EPA, 1976; EPA, 1977).

Outre les aérosols, les organismes pathogènes concentrés dans les couches supérieures du sol peuvent être transportés sur les cultures avoisinantes, qui ne sont pas irriguées, ou directement sur les humains par les insectes ou par les poussières entraînées par le vent. On trouve un exemple de ce danger dans une épidémie de salmonellose provoquée par la poussière en Israël (Foster et Engelbrecht, 1973).

Au début du siècle, des cas de fièvre typhoïde présumément causés par la consommation de légumes crus cultivés dans la terre fertilisée avec des eaux usées non traitées ont mené à entreprendre des études poussées sur la survie des entérobactéries sur ce genre de récoltes (Sepp, 1971). En conséquence, on a formulé des normes pour réglementer l'utilisation d'effluents d'eaux usées pour l'irrigation (voir la section 2.3.2). Aujourd'hui, l'incidence de maladies à déclaration obligatoire imputables à cette source est presque nulle. Le seul cas d'épidémie attribuable à des aliments récoltés dans des terrains irrigués qui ait été signalé ces dernières années est l'épidémie de choléra

survenue en 1970, en Israël, où les récoltes de légumes étaient arrosées avec des eaux usées non traitées (Cohen et coll., 1971).

On ne sait pas très bien à quels risques le bétail qui paît dans les champs irrigués avec des effluents d'eaux usées est exposé. Ces risques comprennent certes ceux que les organismes causes de zoonoses (c'est-à-dire de maladies transmissibles des animaux vertébrés à l'homme, et inversement) représentent pour les humains et aussi les organismes pathogènes provenant des humains ou des animaux, qui peuvent être présents dans les effluents d'eaux usées. Les pathogènes dangereux comprennent des bactéries: salmonelles, mycobactéries Brucella, Escherichia coli, Bacillus anthracis et leptospires, les réovirus et les rotavirus et un ver parasite: Teania saginata (Yeager, 1980; EPA, 1977). Les organismes les plus susceptibles de menacer la santé sont les salmonelles, les rotavirus et T. saginata, puisqu'ils peuvent engendrer les zoonoses et peuvent être transmis à l'homme par la viande ou le lait d'animaux infectés.

Dans le cas de l'arrosage par aspersion, certains pensent qu'on peut réduire les risques de nature microbiologique auxquels le bétail pourrait être exposé si l'on arrête les applications d'effluents sur les pâturages au moins deux semaines avant d'y laisser paître les animaux ou d'y récolter le fourrage (EPA, 1977; National Academy of Science, 1972). Parsons et ses collaborateurs (1975) ont observé que le foin récolté sur des terres irriguées avec des eaux usées, mis en balle après avoir été séché et fané pendant quatorze jours ne présentait que peu de dangers pour les animaux qui le consommaient et aucun danger pour les humains qui ont mangé leur viande.

On peut éviter la contamination des eaux de surface en aménageant les canaux d'irrigation de façon à éviter le ruissellement direct (Sorber et Guter, 1975). Les problèmes liés à la contamination des eaux souterraines par l'épandage d'eaux usées sur ou sous la surface du sol sont exposés dans la Section 2.3.3. On trouvera d'autres informations dans le document de l'EPA (1977).

La présence de contaminants organiques dans les eaux d'irrigation soulève beaucoup d'inquiétude, d'une part parce que les études et les recherches dans ce domaine sont rares et, d'autre part, parce que bon nombre de ces contaminants sont toxiques et peuvent être cancérogènes, tératogènes et mutagènes pour les humains. Étant donné que le sol semble posséder la capacité d'atténuer l'apport de produits chimiques et de métaux toxiques par différents mécanismes, il est essentiel de ne pas négliger le sort de tels produits lorsqu'on pratique l'irrigation des terres.

Il est évident que l'épandage des eaux usées sur les terres ne contribue pas de façon marquée à la transmission des maladies au Canada. Toutefois, le fait que l'évacuation des eaux usées vers les terres aux fins d'irrigation prenne de plus en plus d'ampleur doit donner à penser. Il faut, en effet, effectuer des recherches et étudier les relevés en vue d'établir des critères au sujet des contaminants microbiologiques, organiques et métalliques.

3.3 Facteurs R

Les facteurs de résistance (R) sont des éléments d'acide nucléique extra-chromosomiques qui sont rapidement transférables par conjugaison entre les membres du groupe des Enterobacteriaceae et de nombreuses autres bactéries (Grabow et coll., 1978). Ces plasmides peuvent comprendre jusqu'à 100 gènes lesquels peuvent rendre l'organisme hôte résistant à une vaste gamme d'agents antimicrobiens et lui conférer des propriétés physiologiques, structurales et morphologiques anormales. Les facteurs R sont particulièrement connus pour leur rôle au niveau de la résistance bactérienne aux médicaments antimicrobiens qui limitent l'efficacité de la chimiothérapie appliquée pour de nombreuses maladies. Des études sur l'incidence de bactéries porteuses de facteurs R (bactéries R^+), dans des eaux usées et dans des eaux polluées, révèlent que l'eau peut être un milieu important pour la propagation de ces organismes (Shaw et Cabelli, 1980; Grabow et coll., 1975; Grabow et coll., 1974). Bell et ses collaborateurs (1980) ont établi que des coliformes, des coliformes fécaux et des Salmonella isolés dans les eaux de la rivière Rouge au Manitoba, étaient résistants à au moins un des 12 antibiotiques éprouvés.

Le rôle de l'eau dans la propagation des bactéries R^+ a des effets sur la santé publique qui ne peuvent pas être négligés, puisque les facteurs R en question peuvent, en plus d'induire une résistance aux médicaments, codifier pour des propriétés telles que la production d'entérotoxines qui transforment un organisme ordinairement inoffensif comme E. coli en un pathogène virulent. Certains facteurs R accroissent la résistance à des agents tels que les rayons ultraviolets, les métaux lourds, certains désinfectants ou bactériophages (Grabow et coll., 1975). Cela se fait par la modification des mécanismes de réparation, la diminution de la perméabilité de la paroi cellulaire ou de la membrane cytoplasmique ou par l'induction d'enzymes qui dégradent des composés normalement nocifs pour les bactéries. Ces facteurs R peuvent accroître la résistance de bactéries pathogènes aux processus de purification de l'eau et constituer de cette façon des dangers pour la santé. Une évaluation attentive de ces propriétés et de nombreuses autres propriétés des facteurs R révèle que la souplesse des microorganismes sur le plan

génétique devrait faire l'objet d'une attention spéciale lorsqu'il s'agit de la gestion des eaux et des normes relatives à la qualité de l'eau.

3.4 Composés organochlorés dans les eaux usées et protection de la santé

Au cours des dernières années, la formation de composés organochlorés au cours de la désinfection de l'eau potable et des eaux usées a fait l'objet de nombreuses études en laboratoire et sur le terrain. Nous passerons succinctement le processus de chloration et ce qui entre en jeu dans la production de ces composés.

La chloration s'effectue par la voie de nombreuses réactions mettant en cause des composés organiques. Il importe avant tout de connaître la nature et les concentrations des types de composés contenant du chlore actif pour prévoir quels composés organochlorés seront formés et quelle en sera la concentration. Par exemple, il a été estimé que le pouvoir de chloration de l'acide hypochloreux (HOCl) est environ quatre fois plus grand que celui de la monochloramine (NH_2Cl) (Lee 1967; Morris, 1967). Trois grandes classes de réactions chimiques entre le HOCl et les constituants organiques ont été étudiées en détail, à savoir:

a) les oxydations,
b) les substitutions, et
c) les additions.

L'oxydation est probablement le mode d'action qui prédomine entre le HOCl et les composés organiques en milieux aqueux (Pierce, 1978). Même si les composés qui subissent l'oxydation vont ajouter à la demande de chlore de l'eau, le produit final de ces réactions ne sera probablement pas des dérivés organiques. Dans la plupart des cas, il ne se produit aucune substitution ou addition de chlore dans la molécule organique: on croit plutôt que c'est la réduction qui libère des ions de chlore qui constitue le principal mécanisme consommateur de chlore (Pierce, 1978). Des analyses ont montré que 99 pour cent environ des produits de chloration des effluents d'eaux usées secondaires se trouvent sous forme d'ion chlore (Jolley, 1975).

Les réactions de substitution peuvent être divisées en deux groupes:

a) celles qui entraînent la formation de composés N-chlorés;
b) celles qui entraînent la formation de composés C-chlorés.

Plusieurs chercheurs ont signalé la formation de composés N-chlorés. De nombreux amides, acides aminés, indoles, dérivés de la pyridine, de la purine et de la

pyrimidine ont été identifiés dans les effluents d'eaux usées (Jolley et coll., 1978a). Si les amines organiques peuvent être attaquées par des agents électrophiles, elles peuvent aussi réagir avec des composés azotés inorganiques comme l'ammoniac pour produire des chloramines (c'est-à-dire des résidus chlorés combinés présents dans le milieu). On peut s'attendre à ce que les amines réagissent beaucoup plus rapidement que les amides pour former des dérivés N-chloro (Morris, 1967). Il a été prouvé que le NH_2Cl peut réagir directement avec des composés organiques azotés pour donner des composés du genre N-chloré (Isaac et Morris, 1980). Lorsque les concentrations de chloramine et d'azote organique sont celles que l'on trouve ordinairement dans les effluents d'eaux usées et dans des eaux réceptrices à proximité d'un émissaire d'eau d'égout, la formation de composés N-chlorés peut s'effectuer par réaction directe entre le NH_2Cl et le substrat azoté. Lorsque les réactifs se trouvent en concentrations représentatives de l'eau douce, l'hydrolyse du NH_2Cl et l'interaction directe peuvent jouer un rôle important dans le transfert d'ion Cl^- aux composés organiques azotés. La formation de composés du genre N-chloré peut influencer les propriétés désinfectantes et les produits toxiques de l'eau chlorée (Isaac et Morris, 1980).

Jolley (1973) a résumé la situation en ce qui concerne la substitution de chlore dans les composés organiques pour former des dérivés C-chlorés. Il peut s'agir de réactions de substitution classique, c'est-à-dire de substitution sur des composés aromatiques ou hétérocycliques, ou d'une réaction de type haloforme (IJC, 1980a). Cette dernière réaction a été étudiée en détail au cours des dernières années dans la chloration des eaux usées (Glaze et Henderson, 1975), ainsi que de l'eau de boisson (Rook, 1974; 1976) et de l'eau de refroidissement (Jolley et coll., 1978). Les composés m-dihydroxy aromatiques - qui entrent couramment dans la constitution des matières humiques et des méthylcétones à faible poids moléculaire sont considérés comme les principaux précurseurs de la réaction haloforme (Stevens et coll., 1978). Un autre rapport sur la formation possible de diphényles polychlorés révèle que la formation de PCB par la substitution de chlore sur le radical diphényl présent dans les déchets, n'est probablement pas importante (Bonner et coll., 1979).

Le dernier type de réaction générique, l'addition, peut s'effectuer avec des composés organiques comportant des doubles liaisons réactives. Par exemple, des acides gras insaturés dans des effluents d'eaux usées et des eaux naturelles peuvent réagir avec le chlore pour former de la chlorhydrine et de composés dichlorés (Jolley et coll., 1978). On estime que les additions de cette nature sont trop lentes pour avoir de l'importance à

faible concentration dans les réactions de chloration en milieu aqueux, à moins que la double liaison de l'alcène ne soit voisine de groupements de substitution pouvant l'activer (Pierce, 1978).

Il ressort de ces diverses études que des composés organochlorés peuvent être formés au cours du processus de chloration des eaux usées. Jolley et ses collaborateurs (1978) ont estimé que la chloration peut entraîner la formation de 0,5 à 1 pour cent de composés organochlorés dans les effluents d'eaux usées. Toutefois, on sait très peu de chose de l'importance que ces composés présents dans les eaux réceptrices peuvent avoir pour le milieu et la santé publique. Il est bien établi que les composés chlorés hydrophobes ont tendance à se concentrer dans la chaîne trophique; on ne sait pas si les composés restent en solution, sont adsorbés sur des sédiments ou des particules en suspension ou bien décomposés. Des études récentes (MacLure et MacHahon, 1980; Pike, 1980; Wilkins et coll., 1979) indiquent que les données existantes ne fournissent aucune preuve formelle que l'exposition à de faibles concentrations de dérivés halogénés d'hydrocarbures présents dans l'eau soit vraiment dangereuse pour la santé. Le Chapitre 5 traite des expériences au sujet des dangers pour l'environnement qui sont associés aux composés organochlorés présents dans des eaux usées municipales traitées.

Pour saisir l'importance relative de la question de la quantité et des caractéristiques des composés organochlorés générés lors de la désinfection des eaux usées, il faut tenir compte d'autres sources productrices. Le chlore joue un rôle primordial dans la désinfection de l'eau de boisson, tandis que l'exposition de l'homme aux composés organochlorés lorsqu'il consomme l'eau semble être dominée par les trihalométhanes (THM) (et le $CHCL_3$ en particulier) tant à cause de leur quantité que du fait qu'ils sont largement répandus (Rook, 1974; Bellar et coll., 1974). On estime que les industries des pâtes et papiers, de transformation des aliments et de fabrication de produits chimiques organiques sont les principaux producteurs de composés organochlorés. On calcule que l'industrie canadienne rejette chaque année entre 500 et 10 000 tonnes de produits organiques chlorés dans les Grands Lacs, la majeure partie de ceux-ci provenant de la transformation de la pâte de bois dans l'industrie papetière (IJC, 1980a). Par comparaison, les 16,5 tonnes de composés organochlorés (IJC, 1980a) rejetés par les usines de traitement des eaux usées, dans les Grands Lacs, à la suite de la désinfection paraissent insignifiantes. L'industrie alimentaire utilise le chlore sous forme de gaz ou de peroxyde de chlore comme agent de blanchiment et de maturation dans les farines de blé, la mise en conserve, la déshydratation et la congélation des aliments et comme agent de

nettoyage et de stérilisation pour le nettoyage de l'équipement, le transport des produits, etc. (Kirk et Mitchell, 1980).

Par conséquent, il faut admettre, d'une façon générale, que l'homme et l'environnement semblent beaucoup plus exposés aux composés organochlorés par l'intermédiaire de l'eau potable, des produits alimentaires et des rejets d'origine industrielle que par le processus de désinfection des eaux usées. Toutefois, tout processus ou toute méthode qui peut accroître la charge de produits chimiques toxiques dans l'environnement doit être examiné d'un oeil critique et il faut rechercher des solutions de rechange visant à réduire ou à éliminer ce genre de rejets. Cela ne peut être réalisé que par la mise au point d'un système perfectionné pour la collecte des données et de techniques d'analyse fondées sur des programmes d'études épidémiologiques bien conçus.

3.5 Conclusions

1. L'utilisation des coliformes totaux et des coliformes fécaux comme indicateurs de contamination fécale dans les eaux de surface est sujette à une mauvaise utilisation et à une mauvaise interprétation. Les coliformes sont un groupe de microorganismes hétérogènes du point de vue écologique, dont seulement quelques-uns sont constamment et exclusivement associés aux déjections d'animaux homéothermes. Les coliformes fécaux, bien qu'ils constituent un indicateur plus spécifique de la présence de fèces que les coliformes totaux, se composent principalement d'E. coli et de Klebsiella spicatum. Les Klebsiella ne sont pas couramment isolés dans les fèces humaines et on en a trouvé sur la végétation, dans le sol et dans des effluents industriels. Par conséquent, il peut être nécessaire d'effectuer des enquêtes sanitaires pour identifier la source de contamination bactériologique des eaux de surface.

2. Les taux de survie des coliformes dans les eaux de surface sont fonction de plusieurs paramètres locaux (comme le pH, la toxicité des ions métalliques, la disponibilité des éléments nutritifs, l'ensoleillement, l'oxygène dissous, la concurrence, la prédation). La température de l'eau réceptrice semble jouer un rôle important dans la survie et la multiplication des bactéries. À mesure que la température ambiante de l'eau augmente, la durée de survie des bactéries diminue.

3. Le rejet de chlore résiduel dans des effluents d'eaux usées municipales peut modifier les propriétés bactéricides naturelles des eaux réceptrices de façon négative en détruisant les bactéries phagocytes. Il peut en résulter une réactivation et une

multiplication des bactéries indicatrices et des pathogènes, en particulier dans des eaux riches en hydrates de carbone.

4. Si l'on a pu prouver que la chloration des rejets d'eaux usées éliminait des bactéries indicatrices et certains pathogènes (par exemple, Salmonella) ou en réduisait la concentration, il a été par ailleurs établi que d'autres bactéries pathogènes et des virus sont moins sensibles au chlore et plus résistants dans le milieu récepteur que des organismes indicateurs.

5. Il est impossible d'utiliser la densité de l'indicateur pour déterminer avec suffisamment de précision les densités des pathogènes dans des effluents d'eaux usées ou d'eaux de surface. Des corrélations d'ordre de grandeur entre organismes pathogènes et organismes indicateurs ont été établies pour certains organismes à partir de données épidémiologiques. Il y a tout lieu de croire que, du point de vue quantitatif, il n'existe pas de rapports entre les organismes indicateurs et les pathogènes.

6. Bien que l'utilisation des organismes indicateurs connus ne donne pas des résultats entièrement satisfaisants, il reste que ces organismes ont permis de diminuer l'incidence de maladies et d'infections transmises par l'eau potable pendant de nombreuses années. Tant que nous n'aurons pas d'autres méthodes éprouvées pour le dépistage des pathogènes, il faut continuer d'utiliser les organismes indicateurs.

7. Les membres des genres Shigella, Salmonella et Escherichia sont les bactéries pathogènes identifiées dans des eaux usées qui ont les effets les plus importants sur la santé. Plusieurs virus et parasites menacent également la santé publique.

8. Les doses infectieuses varient d'une bactérie pathogène à l'autre ainsi que d'une personne à l'autre. Nous disposons de données au sujet de la dose infectieuse (Tableau 11) pour certains entéropathogènes, mais pas pour tous; nous ne possédons que peu ou pas de données sur les "doses minimales".

9. À part les mesures quantitatives de la dose infectieuse minimale de souches atténuées du virus de la poliomyélite, nous savons très peu de chose sur les virus et leur pouvoir infectieux.

10. Tant qu'on n'aura pas répondu aux questions relatives au comportement des indicateurs et des pathogènes dans le milieu, les données sur la dose infectieuse pour les pathogènes véhiculés par l'eau ne pourront guère être utilisées pour interpréter les critères relatifs à la qualité de l'eau.

11. Il n'existe aucune statistique canadienne officielle concernant les épidémies de maladies d'origine hydrique. Il faut mettre au point un système pratique de déclaration des épidémies de maladies.

12. Si l'utilisation des coliformes comme indicateurs a apparemment réussi à juguler les principales maladies contagieuses à déclaration obligatoire, on se pose des questions en ce qui concerne les relations entre les maladies qui ne sont pas déclarées et la qualité de l'eau de boisson.

13. Les infections associées à la baignade les plus fréquemment signalées touchent la peau, les oreilles et les voies respiratoires supérieures. Mais il est difficile, pour le moment, d'établir une corrélation entre les densités d'indicateurs microbiologiques et l'incidence de telles infections.

14. S'il existe beaucoup de données qui confirment l'existence de microorganismes pathogènes dans les effluents traités, il n'y a pas de rapport de causalité direct qui relie les eaux usées déversées par les municipalités à des flambées de maladies sauf lorsque l'eau est fortement contaminée par des déjections humaines ou en période d'épidémie. Des données épidémiologiques récentes indiquent qu'il existe un danger de contracter une gastro-entérite dans des eaux modérement polluées (contenant 200 E. coli/100 mL).

15. Il faut reconnaître que l'utilité des bactéries indicatrices est fondamentalement limitée et prendre des mesures pour améliorer les techniques d'évaluation des dangers pour la santé qui sont associés aux eaux utilisées à des fins récréatives. Il faut penser à la source de pollution, à la distinction entre les sources, à la variabilité des taux de pollution dans le temps et à la santé générale de la collectivité. Il est souhaitable d'effectuer des numérations de certains indicateurs et même de certains pathogènes afin d'établir la proximité, la nature et l'importance des sources de pollution dans une région donnée.

16. Le rejet des eaux usées sur le sol ne semble pas jouer un rôle important dans la transmission des maladies au Canada. Toutefois, le danger de propagation des maladies par l'intermédiaire des récoltes, des eaux de surface et des eaux souterraines existe réellement.

17. Il va falloir poursuivre les recherches avant qu'on puisse formuler des recommandations plus judicieuses au sujet de la qualité bactériologique de l'eau. Entre-temps, les recommandations existantes doivent être appliquées en ce qui concerne le rejet des eaux usées sur le sol.

18. Si certaines directives provinciales contiennent des détails au sujet des emplacements, des taux d'application des eaux usées et de l'utilisation des terrains, on s'est surtout intéressé aux charges de microorganismes et de métaux. Il s'est fait peu de recherches sur les effets des contaminants organiques sur les terrains irrigués et ce qu'on y cultive, pas plus que sur les répercussions de cette pratique sur l'homme et les animaux de boucherie.

19. Il faudrait entreprendre l'évaluation des facteurs de résistance des microorganismes dans le cadre des processus de purification de l'eau, d'épuration des eaux usées ainsi que de leur comportement dans le milieu naturel.

20. Les composés organochlorés engendrés par la chloration dans les effluents secondaires peuvent représenter jusqu'à 1 pour cent de la dose de chlore appliquée. Les données acutelles sur la désinfection des eaux usées ne sont pas concluantes en ce qui a trait aux réactions qui engendrent des composés organochlorés et le danger que ceux-ci présentent pour les humains. Il faudrait d'autres études épidémiologiques pour évaluer le danger que représentent les produits chimiques organiques dans les approvisionnements en eau potable.

4. EFFET DE LA DÉSINFECTION DES EAUX USÉES SUR L'ENVIRONNEMENT

Le chlore est très efficace comme désinfectant, comme préservatif de carène et comme biocide, mais son action ne se fait pas sentir que sur les organismes nuisibles visés; il peut aussi avoir des effets nocifs sur la santé du public et sur le milieu, en particulier lorsqu'il est libéré sous forme d'effluents chlorés dans des cours d'eau récepteurs. Une inquiétude considérable au sujet des effets que le chlore peut avoir a incité à entreprendre un grand nombre d'études sur diverses questions, notamment:

1. les concentrations minimales de chlore requises pour effectuer une désinfection efficace;
2. les méthodes d'analyse utilisées pour doser le chlore en faibles concentrations;
3. les interactions chimiques du chlore avec des substances présentes dans les eaux naturelles et les eaux usées;
4. la toxicité des produits résultants, et
5. l'existence d'autres solutions pour remplacer la désinfection.

D'une certaine manière, on peut classer dans deux grandes catégories les produits de réaction chlorés qui résultent de la chloration des eaux usées; il y a:

1. le chlore résiduel, c'est-à-dire des composés chlorés dotés d'un pouvoir oxydant, et
2. les composés organochlorés, formés par suite d'une réaction entre des composés chlorés oxydants et des composés organiques.

Dans le présent chapitre, les expressions "chlore résiduel total" (CRT) et "oxydant résiduel total" (ORT) sont utilisées sans faire de distinction entre les résidus libres et les divers résidus chlorés ou halogénés combinés. S'il existe des preuves que les produits chlorés ne sont pas tous également toxiques, les résultats se contredisent d'une étude à l'autre à cause des variations dans les méthodes de détection, le pH, la température, la salinité, les concentrations d'ammoniac, etc. On n'a donc pas essayé de décrire les proportions de résidus libres et de résidus combinés à un endroit quelconque et seuls les résidus totaux sont indiqués.

Il existe beaucoup de documents sur les effets biologiques du chlore résiduel, mais relativement peu de renseignements sur les effets biologiques des composés organochlorés formés au cours de la chloration. Dans le présent chapitre, nous examinons l'effet que le chlore et les produits de la chloration peuvent avoir sur le poisson et d'autres organismes dans le milieu aquatique.

4.1 Toxicité dans le milieu aquatique

4.1.1 Toxicité dans l'eau douce et l'eau salée

La littérature regorge de renseignements au sujet des effets du chlore sur le poisson et d'autres organismes d'eau douce et d'eau salée. (Servizi (1979) a publié l'un des comptes rendus les plus récents au sujet des effets des résidus du chlore sur la faune et la flore aquatiques et une grande partie des renseignements fournis dans le présent chapitre sont tirés de cet ouvrage.) Toutefois, seulement quelques cas de destructions importantes de poisson dues à la chloration des eaux usées pratiquée par les usines d'épuration municipales ont été rapportés aux États-Unis et aucun cas de ce genre n'a été signalé au Canada. Si aucune destruction de poisson n'a été signalée au Canada cela ne signifie pas nécessairement qu'il n'y en a pas eu ou qu'il n'y a pas eu aliénation de l'habitat à cause de rejets de chlore résiduel (Chamut, 1981). Si nous ne possédons pas de données pratiques sur les destructions de poissons, par contre, il est possible que beaucoup d'autres effets qui perturbent l'écosystème se fassent sentir.

On a dit que le chlore résiduel contenu dans l'effluent des usines d'épuration des eaux usées municipales avait été la cause de destructions importantes de poissons qui sont survenues à Sacramento, en Californie et dans la rivière James, en Virginie, (Collins et Deaner, 1973; Bellanca et Bailey, 1975). En Californie, des études subséquentes ont révélé que la concentration de chlore résiduel total dans la rivière, en aval du rejet, variait de 0,2 mg/L à 0,3 mg/L. (Il a fallu exiger que cet effluent soit déchloré pour prévenir la destruction du poisson.) Des études poussées effectuées sur la rivière James ont permis d'établir que les eaux usées chlorées déversées par deux usines d'épuration étaient responsables de la destruction du poisson. En abaissant les concentrations de chlore à chaque usine, on a presque complètement éliminé les destructions de poissons.

Outre ces cas de destruction établis, les renseignements établissant un lien entre l'intoxication du poisson et les rejets de chlore se rapportent à des études de poissons en cage ou à des épreuves biologiques. Servizi (1979) mentionne des études effectuées au Maryland, au Michigan et en Colombie-Britannique qui ont mené à l'observation d'une toxicité aiguë ou d'une absence de salmonidés dans les cours d'eau récepteurs, lorsque la teneur totale en chlore résiduel atteignait 0,02 mg/L ou plus (Tsai, 1971; Basch, 1972; Servizi et Martens, 1974). Clarke et ses collaborateurs (1977) ont constaté que, chez des barbottes noires (Ictalurus melas) gardées en cage dans la rivière Rouge les mortalités étaient plus nombreuses lorsque l'effluent de l'usine municipale de Winnipeg (Manitoba) au

nord, était chloré que lorsqu'il ne l'était pas. Lors de dosages biologiques en débit continu effectués sur l'effluent secondaire chloré provenant de l'usine de Brampton (Ontario), la DL_{50} de 96 heures pour la truite arc-en-ciel s'est établie entre 0,01 et 0,09 mg/L de chlore résiduel total (Cairns et Conn, 1979). Cent quarante-neuf usines d'épuration des eaux usées domestiques ont fait l'objet d'études en Virginie, en Pennsylvanie et au Maryland; on y a établi des relations entre, d'une part, les variétés de poissons et leur présence et, d'autre part, les concentrations de chlore résiduel total (CRT) (Tsai, 1973). Dans les cours d'eau où était déversé un effluent chloré, il n'y avait aucun organisme vivant dans le voisinage immédiat de l'émissaire; le cours d'eau ne contenait aucun poisson lorsque les concentrations de CRT étaient de 0,37 mg/L ou plus. L'indice de diversité des espèces était nul lorsque la concentration de CRT était de 0,25 mg/L. Les données de Tsai indiquent de plus que pour des concentrations de CRT supérieures à 0,02 mg/L, il n'y avait ni truite brune, et ni omble de fontaine dans le cours d'eau.

Le Tableau 12 résume quelques-unes des données recueillies au cours d'études en eau douce. Pour une étude plus complète, nous recommandons de consulter les travaux de Brungs (1973, 1976) et de Servizi (1979).

Servizi (1979) a signalé que dans le cadre d'épreuves de toxicité chronique portant sur un cycle de vie, qui ont été effectuées à l'aide de têtes-de-boule (Pimephales promelas) et de deux de leurs proies, un cladocère (Daphnia magna) et un amphipode (Gammarus pseudolimnaeus) ont été exposés à des dilutions d'effluent secondaire chloré. On a alors constaté que Daphnia magna est l'organisme le plus sensible. La concentration moyenne de chlore résiduel total la plus faible à laquelle un effet nocif mesurable s'est manifesté est de 0,010 mg/L, et la concentration moyenne la plus élevée à laquelle on n'a observé aucun effet se situe entre 0,002 et 0,004 mg/L (Arthur et coll., 1975). D'autre part, lorsque ces organismes ont été exposés au chlore contenu dans l'eau de robinet, une concentration de 0,0034 mg/L influait sur la reproduction de l'amphipode, et une exposition de 0,001 mg/L entraînait la destruction de Daphnia magna (Arthur et Eaton, 1971; Brungs, 1973). Au cours de dosages biologiques en débit continu effectués avec des eaux usées domestiques secondaires chlorées, on a relevé un taux de mortalité de 30 pour cent chez des Daphnia magna âgées de un jour lorsqu'on les a exposées à une concentration de chlore résiduel de 0,11 mg/L (Ward et coll., 1976).

Des auteurs ont signalé que des concentrations de résidus chlorés variant de 0,0 à 0,2 mg/L ont provoqué des lésions importantes aux branchies de jeunes saumons rouges (Oncorhynchus nerka) exposés pendant une heure à des eaux usées chlorées déversées dans

un cours d'eau récepteur. Les branchies de poissons qui ont survécu à une exposition de 48 heures présentaient des modifications au niveau de l'épithélium, soit un gonflement, une hypertrophie et de la nécrose (Servizi et Martens, 1974). On ne peut pas ignorer le fait que les lésions aux branchies puissent favoriser les infections. Dans une étude sur des bassins de pisciculture, Burrows (1964) a constaté que la sensibilité des saumoneaux à une affection bactérienne des branchies était étroitement associée à une hyperplasie importante du tissu épithélial causée par une irritation due à l'ammoniac. Bass et ses collaborateurs (1977) ainsi que Cairns et ses collaborateurs (1975) ont conclu que l'action toxique du chlore résiduel se manifestait principalement par des lésions des branchies provoquant la mort par asphyxie (Servizi, 1979).

TABLEAU 12 - ÉTUDES SUR LE TERRAIN DES EFFETS D'EAUX USÉES CHLORÉES SUR LA FAUNE ET LA FLORE AQUATIQUES
(Servizi, 1979) (Chlore résiduel total)

Endroit	Espèce	Résultats
Maryland Pennsylvanie Virginie	Nombreuses espèces de poissons y compris des salmonidés	Variété réduite. Pas d'omble de fontaine ni de truite brune pour une concentration de chlore de 0,02 mg/L. Rivière James, Virginie.
Michigan	Truite arc-en-ciel	Toxicité de l'eau pour une concentration moyenne de chlore de 0,014 mg/L et plus.
Californie Fleuve Sacramento	Saumon quinnat (ou chinook)	Déchloration appliquée pour mettre fin à la destruction du poisson.
Colombie-Britannique	Saumon rouge (sockeye) Saumon rose Saumon coho Truite arc-en-ciel	Destruction courante lorsque la concentration de chlore dépasse 0,02 mg/L.
Ontario	Truite arc-en-ciel	La DL_{50} pour 96 heures varie de 0,01 à 0,09 mg/L de chlore résiduel dans des eaux usées municipales ayant subi un traitement secondaire.

Les recherches sur la toxicité du chlore pour les algues d'eau douce sont plutôt rares. Brook et Baker (1972) ont remarqué que le taux de photosynthèse et la respiration étaient réduits à 50 pour cent des valeurs témoins lorsque la concentration de chlore était de 0,32 mg/L. La respiration et le taux de photosynthèse étaient nuls lorsque la concentration atteignait 2,7 mg/L. Des recherches effectuées par Brook et Seegert (1977a) ont montré que le taux de photosynthèse du phytoplancton dans le lac Michigan était réduit de 25 à 100 pour cent après une exposition de 30 minutes à des concentrations de chlore allant de 0,01 à 1,375 mg/L de CRT. Les réductions les plus importantes se sont produites avec des concentrations supérieures à 0,5 mg/L. Des tendances semblables ont été observées dans les cas de réduction de la chlorophylle a.

Peu d'auteurs ont publié au sujet des effets du chlore sur les invertébrés d'eau douce. En général, les valeurs de la DL_{50} de 96 heures signalées pour les invertébrés forment une plage beaucoup plus étroite que celles qui ont été mentionnées pour le poisson. À quelques exceptions près, la DL_{50} de 96 heures pour les invertébrés est d'environ 0,10 mg/L de chlore résiduel total (Brooks et Seegert, 1977b). Parmi les invertébrés qui ont fait l'objet de l'étude, les rotifères se sont révélés particulièrement sensibles; en effet leurs DL_{50} de 1, 4 et 24 heures ont été de 0,032, 0,027 et 0,013 mg/L. (Grossnickle, 1974). Gregg (1974) a étudié plusieurs espèces d'invertébrés; il les a exposés à des concentrations de chlore comprises entre 0,01 et 0,10 mg/L et les éphémères se sont révélées le groupe le plus sensible parmi les organismes à l'étude alors que les larves de coléoptères constituaient le groupe le plus résistant. Schneider et ses collaborateurs (1975) ont observé une DL_{50} de 96 heures de 0,96 mg/L pour les écrevisses; Arthur (1971) a relevé une DL_{50} de 7 jours supérieure à 0,78 mg/L pour les mêmes invertébrés (Orconectes virilis).

Servizi (1979) rapporte que des espèces estuariennes ont été soumises à des essais biologiques en laboratoire et que des concentrations de chlore résiduel d'à peine 0,005 mg/L se sont révélées très toxiques pour des larves d'huîtres (Crassostrea virginica) et des larves de palourdes (Mercenaria mercenaria) en 48 heures (Roberts et coll., 1975). Galtsoff (1946) a indiqué que des concentrations de chlore résiduel de 0,01 à 0,05 mg/L entraînaient une réduction de l'action de pompage chez les huîtres et que celle-ci cessait complètement à 1,0 mg/L. D'après une enquête sur le terrain, la plus forte fixation de naissains enregistrée dans l'estuaire de la rivière James (Virginie) en dix ans a coïncidé avec une importante diminution de l'utilisation du chlore dans les usines d'épuration des eaux usées et a porté les chercheurs à se demander si des concentrations chroniques de

chlore bien en deçà des limites décelables n'avaient pas porté atteinte aux stades larvaires des organismes estuariens (Bellanca et Bailey, 1975).

Lorsque de jeunes saumons coho ont été exposés à des eaux usées municipales chlorées ayant subi un traitement primaire dans le cadre d'essais biologiques en débit continu utilisant de l'eau de mer comme diluant, la DL_{50} de 96 heures s'est établie à 0,07 mg/L de chlore résiduel (Buckley, 1976). Thatcher (1978) a exposé plusieurs espèces marines indigènes du nord-ouest du Pacifique à de l'eau de mer chlorée et a signalé que les résidus sous forme d'oxydant résiduel total (ORT) entraient en jeu dans la formation de l'acide hypobromeux, de l'ion hypobromite et de la bromamine lors de la chloration. L'oxydant résiduel total était considéré comme comparable au chlore résiduel dans l'eau douce. Parmi les espèces étudiées les jeunes saumons coho étaient la plus sensible, leur DL_{50} de 96 heures était équivalente à 0,032 mg/L d'oxydant résiduel total. Les DL_{50} de 96 heures pour le jeune hareng du Pacifique (Clupea harengus) et la sole anglaise (Parophyrs vetulus) étaient de 0,065 et de 0,073 mg/L, respectivement (Servizi, 1979).

Gentile et ses collaborateurs (1973, 1976) ont observé une diminution de 55 pour cent de la teneur en acide adénosine triphosphorique (ATP) dans le phytoplancton marin exposé pendant 2 minutes à 0,32 mg/L de chlore résiduel et une diminution de 77 pour cent, après une exposition de 45 minutes à des concentrations de CRT d'à peine 0,01 mg/L. Le taux de croissance a été réduit de moitié dans le cas de 10 espèces de phytoplancton marin exposées pendant 24 heures à des concentrations de chlore résiduel allant de 0,075 à 0,25 mg/L. On trouvera au Tableau 13 quelques renseignements additionnels sur le phytoplancton marin.

Des larves de deux espèces de crabes de l'Est, Panopeus herbstii et Pagurus longicarpus, ont été exposées à de l'eau de mer chlorée (Roberts, 1978). Dans le cas de P. herbstii, la DL_{50} de 96 heures a varié, durant l'été, de 0,024 mg/L à 0,12 mg/L d'oxydant induit par le chlore, mesuré par dosage ampérométrique. Les larves de P. longicarpus étaient moins sensibles, leur DL_{50} de 120 heures était égale à 0,050 mg/L d'oxydant induit par le chlore (Servizi, 1979).

Muchmore et Epel (1973), Waugh (1964), McLean (1972, 1973), Turner et ses collaborateurs (1948), James (1967) ainsi que Capuzzo et ses collaborateurs (1976) ont étudié les effets de la chloration des eaux usées sur divers invertébrés marins. Les données du Tableau 14 montrent l'effet létal et non létal de différentes concentrations de chlore résiduel sur un petit nombre d'espèces marines.

TABLEAU 13 - RÉSUMÉ DES EFFETS TOXIQUES DES DÉCHETS CHLORÉS SUR LE PHYTOPLANCTON MARIN (DAVIS ET MIDDAUGH, 1978)

Espèce	Toxique	Concentration de chlore déclarée (mg/L)	Durée de l'épreuve	Effet	Référence
Phytoplancton	Injection de Cl_2	0,05 - 0,40	12 h + 4 h à l'étuve	Diminution de 50 à 98% de la productivité	Carpenter et coll., (1972)
Chlamydomonas sp.	solution d'hypochlorite de sodium	0,69 - 12,90	5 min	diminution du taux de croissance	Hirayama et Hirano (1970)
Skeletonema costatum	solution d'hypochlorite de sodium	0,18 - 2,40	5 min	aucun jusqu'à 0,29 mg/L; inhibition de la croissance avec des quantités plus élevées	
Phytoplancton	solution d'hypochlorite de sodium	0,32	2 min	diminution de 55% de l'ATP	Gentile et coll., (1973, 1976)
		0,01	45 min	diminution de 77% de l'ATP	
		0,075 - 0,25	24 min	diminution de 55% de la croissance	
Phytoplancton	injection de Cl_2		15 min	diminution de 91% de la photosynthèse	Hamilton et coll., (1970)

TABLEAU 14 - RÉSUMÉ DES EFFETS TOXIQUES DES DÉCHETS CHLORÉS ET DE L'EAU CHLORÉE SUR LES INVERTÉBRÉS MARINS (TIRÉ DE DAVIS ET MIDDAUGH, 1976)

Espèce	Toxique	Concentration de chlore déclarée (mg/L)	Durée	Effet	Référence
Strongylocentrotus purpuratus (gamètes)	Effluents d'eaux usées chlorés	0,02	5 min	aucun	Muchmore et Epel (1973)
		0,11	5 min	fertilisation inhibée à 100 %	
Urechis caupo (gamètes)	"	0,2	5 min	fertilisation inhibée à 22 %	
		1,0	5 min	fertilisation inhibée à 100 %	
Phragmatopoma californica (sperme)	"	0,2	5 min	motilité réduite de 22 %	
		1,0	5 min	motilité réduite de 86 %	
Ostrea edulis	Chlore résiduel	10,0	48 min+ 10°C	aucun	Waugh (1964)
Eliminius modestus	"	2,0	10 min	mort et inhibition de la croissance	
		5,0	3 min	aucun	
Balanus sp.	injection de Cl_2	2,5	5 min	80% de mortalité	McLean (1972, 1973)
Acartia tonsi	"	2,5	5 min	90% de mortalité	
Melita nitida	"	2,5	5 min	taux de mortalité près de 100% après une exposition de 96 heures	
Palaemonetes pugio	"	2,5	5 min	taux de mortalité près de 100% après une exposition de 96 heures	

TABLEAU 14 - RÉSUMÉ DES EFFETS TOXIQUES DES DÉCHETS CHLORÉS ET DE L'EAU CHLORÉE SUR LES INVERTÉBRÉS MARINS (TIRÉ DE DAVIS ET MIDDAUGH, 1976) (Suite)

Espèce	Toxique	Concentration de chlore déclarée (mg/L)	Durée	Effet	Référence
Bimaria franciscana		4,5	4 jours	aucun	
Anémones	chlore résiduel	10,0	1,2,4,8 h/jour pendant 10 jours	aucun	Turner et coll., (1948)
		2,5	5 jours	mortalité: 100%	
		1,0	15 jours	moratlité: 100%	
Moules	"	10,0	1,2,4,8 h/jour pendant 10 jours	mortalité: 95-100%	
		2,5	5 jours	mortalité: 100%	
		1,0	15 jours	mortalité: 100%	
Bernacles	"	10,0	1,2,4,8 h/jour pendant 10 jours	Mortalité: 95-100 %	
		2,5	4 jours	mortalité: 100%	
		1,0	7 jours	mortalité: 100%	
Mytilus edulis	injection de Cl_2	0,02-0,05	quelques heures	détachement et migration	James (1967)
Homarus americanus	chlore libre	2,02	48 h	mortalité: 50%	Capuzzo et coll., (1976)
	chloramine	0,56	48 h	mortalité: 50%	
Crassostrea virginicia (larves)	chlore résiduel	0,005	48 h	mortalité: 50%	Roberts et coll., (1975)
Crassostrea virginicia (jeunes)	chlore résiduel	0,023	96 h	mortalité: 50%	

4.1.2 Réactions d'évitement

La capacité qu'a le poisson de fuir des substances nocives a fait l'objet de nombreuses études. À la suite d'expériences en laboratoire visant à établir si les poissons peuvent déceler et fuir le chlore, Sprague et Drury (1969) ont signalé que de jeunes truites arc-en-ciel évitaient les concentrations élevées et des concentrations faibles de chlore libre, et préféraient les concentrations intermédiaires (0,1 mg/L) qui se révélaient létales en 4 jours environ (Servizi, 1979). Katz et Harder (1976) ont prétendu que la réaction signalée par Sprague et Drury n'était pas attribuable à une attraction, mais à l'absence de chlore résiduel à la surface des branchies à cause d'une réaction entre le chlore et l'ammoniac sécrété à la surface des branchies. À la suite d'études expérimentales effectuées sur des naseux noirs (Rhinichthys atratulus), un petit vairon, on a conclu que ces poissons fuyaient le contact avec des solutions de chloramine et avec le chlore résiduel dans des eaux usées lorsque leur concentration respective est de 0,18 et de 0,13 mg/L et plus. (Tsai et Fava, 1975). Le vairon pâle (Notropis volucellus), le vairon de rivière (N. biennius) et le Pimephales vigilax fuyaient le contact avec des chloramines dans un réservoir d'expérimentation; le premier poisson s'est révélé le plus sensible et fuyait des concentrations comprises entre 0,005 et 0,45 mg/L. Le vairon de rivière était le moins sensible et fuyait le contact avec des chloramines seulement lorsque la concentration atteignait 0,15 mg/L (Bogardus et coll., 1975). Des essais effectués sur des éperlans arc-en-ciel (Osmerus mordax), des queues à tache noire (Notropis hudsonius) des faux-harengs (Alosa pseudoharengus), des perchaudes (Perca flavescens) et de jeunes saumons coho (Oncorhyncus Kisutch) ont permis de conclure que l'évitement de la monochloramine est une caractéristique spécifique et qu'il ne peut pas être attribué à un code de comportement rigide et précis (Bogardus et coll., 1978). Les saumons coho étaient les moins portés à fuir la monochloramine lorsque les concentrations étaient inférieures à 0,2 mg/L. On croit que le rassemblement en bancs et le comportement territorial influent sur les saumons coho dans leur réaction d'évitement des substances nocives (Servizi, 1979).

Même si certains poissons peuvent fuir le contact avec des concentrations létales de chlore en laboratoire, Servizi et Martens (1974) concluent qu'on a pu relever des mortalités chez des truites arc-en-ciel qui se trouvaient à proximité d'un rejet d'eaux usées primaires chlorées et ils prétendent que, dans les cours d'eau, les poissons n'éviteront pas nécessairement le contact avec des concentrations létales d'eaux usées municipales chlorées même s'ils sont libres de le faire. Un autre exemple de ce comportement a été observé dans la rivière James; on a assumé que les fractures de la

colonne chez de nombreux poissons adultes étaient causées par à une faible concentration chronique de chlore (Bellanca et Bailey, 1975). Selon Brungs (1976), l'absence de truites à proximité de rejets chlorés signalée par Tsai (1971) peut être un signe d'évitement, dans certains cas, des poissons peuvent mourir par élimination naturelle pendant qu'ils cherchent de la nourriture et un territoire dans le cours d'eau récepteur. Donc, même s'il se peut qu'il n'y ait pas de destructions massives du poisson, et que les mortalités individuelles passent inaperçues, au bout d'une année le nombre total de poissons morts peut être important (Servizi, 1979). De plus, là où il y a réaction d'évitement (Chamut, 1981), cela peut:

(i) provoquer une réduction de l'étendue de l'habitat disponible;
(ii) provoquer la migration dans des habitats moins favorables, ce qui peut avoir des répercussions sur la productivité, ou
(iii) gêner la migration du poisson (par exemple, la remontée et la descente du saumon dans les rivières).

Au cours d'épreuves biologiques en eau courante, Meldrim et ses collaborateurs (1974) ainsi que Meldrim et Fava (1977) ont étudié l'effet de polluants chimiques sur des organismes estuariens. Ils ont constaté que le bar-perche, Monone americana, évitait systématiquement les eaux contenant 0,08 mg/L de chlore résiduel total lorsque la température se situait entre 7 et 17°C. Des capucettes, Menidia menidia, évitaient aussi les eaux contenant des concentrations de chlore résiduel de 0,08 mg/L lorsque les températures atteignaient de 8 à 28°C, mais manifestaient des préférences pour une concentration de chlore résiduel de 0,08 mg/L lorsque des poissons acclimatés à 7°C y étaient exposés à 12°C. Middaugh et ses collaborateurs (1977) ont également montré l'existence de réactions d'évitement liées à la température dans le cas de jeunes Leiostomus xanthurus. À 10°C il fallait une concentration de 0,18 mg/L pour que la réaction soit manifeste; à 15 et à 20°C, ces poissons évitaient nettement les eaux contenant des concentrations de chlore résiduel d'à peine 0,05 mg/L.

En résumé, l'étendue et la variété des données sur la létalité des effluents chlorés montrent que plusieurs facteurs influent sur la toxicité dans le milieu aquatique. Il semblerait que les effets biologiques d'une exposition à des effluents chlorés varient d'une espèce aquatique à l'autre, de même qu'avec les caractéristiques de qualité de l'eau (eau douce ou eau salée) et les caractéristiques de l'effluent rejeté. Étant donné que les rejets ont chacun leurs propres caractéristiques, il faut examiner à chaque endroit les effets écologiques du chlore qu'ils contiennent.

4.1.3 Composés organochlorés

Plusieurs auteurs (Glaze et coll., 1973, 1975, 1978; Jolley, 1973, 1974, 1975; Jolley et coll., 1978a, 1978b; Sievers et coll., 1978; Harrison et coll., 1976; Morris, 1975; Gaffney, 1977) ont signalé la formation de composés organochlorés à la suite de la désinfection d'effluents d'eaux usées. Les expériences de Jolley (1974) en particulier, ont porté sur des effluents secondaires d'eaux usées contenant 1 mg/L de chlore résiduel qui avaient été traités avec du chlore gazeux ou une solution d'hypochlorite marqués au ^{36}Cl. Les produits de réaction identifiés par Jolley appartenaient à trois classes: les phénols, les purines et pyrimidines, et les acides aromatiques.

Gehrs et ses collaborateurs (1974) ont étudié la toxicité de deux de ces composés: une pyrimidine, le 5-chlorouracil et un phénol, les 4 chlororésorcinol dans le milieu aquatique. Les deux composés ont diminué le nombre relatif des oeufs de carpe miroir (Cyprinus carpio) susceptibles d'éclore en présence de concentrations d'à peine 0,001 mg/L. Une étude effectuée par la suite par Eyman et ses collaborateurs (1975) a permis d'établir une corrélation positive entre la concentration de 5-chlorouracil et le pourcentage de malformations chez les larves de carpe nouvellement écloses lorsqu'elles étaient exposées à des concentrations de 0,5 mg/L ou plus de la substance. Plus tard, cependant, des épreuves effectuées avec un mélange composite de dix-sept composés contenant des organochlorés (y compris du 5-chlorouracil et du 4-chlororésorcinol) dans les proportions déjà mesurées par Jolley dans l'effluent d'eaux usées, n'ont produit aucun effet significatif sur des embryons de carpes à des concentrations pouvant atteindre 10 mg/L (Gehrs et Southworth, 1978). Il semblerait qu'une interaction antagoniste complexe ait pu influer sur les résultats. Trabalka et Burch (1978) ont suivi cette hypothèse en utilisant des effluents chlorés de synthèse. Ils en sont venus à conclure que les mélanges organochlorés sont extrêmement toxiques pour l'embryon de carpe (Cyprinus carpio) et Daphnia pulex en concentrations supérieures par environ trois ordres de grandeur à celles qu'on s'attendrait de trouver dans des effluents réels, et que la toxicité est principalement attribuable au chlorophénol que contiennent les effluents chlorés. Une étude de surveillance (Trabalka et coll., 1980) a mis en évidence une toxicité chronique pour le D. pulex pour une concentration de 10 mg/L (mélange synthétique de produits chimiques); celle-ci est encore supérieure par 2 ordres de grandeur aux concentrations relevées dans les effluents réels. Par conséquent, les organochlorés étudiés ne semblent pas exercer une influence inquiétante dans l'environnement pour les espèces d'eau douce soumises à l'épreuve. À moins que d'autres organismes aquatiques soient beaucoup plus

sensibles ou qu'une accumulation biologique importante des 17 composés étudiés puisse se produire, le mélange particulier de composés étudiés ne devrait pas poser un problème important dans l'environnement.

Scott et ses collaborateurs (1980) ont observé chez une huître (Crassostrea virginica), dans l'eau de mer chlorée, une bioconcentration du bromoforme ($CHBr_3$) trois fois plus grande que la concentration relevée dans l'eau. Après une exposition, le $CHBr_3$ est rapidement éliminé (48 heures). Gibson et ses collaborateurs (1980) ont constaté qu'en général, les tissus des mollusques reflètent les concentrations de $CHBr_3$ dans l'eau, alors que l'alose tyran (Brevoortia tyrannus) et la crevette (Penaeus aztecus) auraient tendance à concentrer le $CHBr_3$ en multipliant de 3 à 50 fois les concentrations ambiantes.

Il n'est pas possible d'établir l'effet général des organochlorés sur les écosystèmes aquatiques d'après ces quelques données. Beaucoup d'autres fractions organiques chlorées des effluents municipaux devront encore être identifiées et étudiées pour qu'on puisse juger de l'influence qu'elles peuvent peut-être exercer dans l'environnement.

4.2 Rejet des eaux usées sur le sol

Le rejet des eaux usées sur le sol a fait l'objet de nombreuses études au cours des dernières années. Pour les responsables du traitement des eaux usées, le rejet sur le sol constitue une solution de rechange au rejet des eaux usées traitées dans les eaux de surface. Cela peut aussi contribuer à la conservation des ressources en eau.

L'épuration des eaux usées associée à la chloration de l'effluent avant le rejet sur le sol, est souhaitable du point de vue microbiologique, puisqu'un traitement approprié détruira une partie des microorganismes pathogènes qu'elles contiennent. Toutefois, comme il a été dit précédemment, la chloration entraîne également la formation d'un nombre important de dérivés contenant du chlore et d'autres halogènes, lesquels peuvent se trouver dans les effluents d'eaux usées (Jolley, 1975).

Parmi tous les constituants à considérer dans un système de rejet sur le sol, les produits chimiques toxiques (soit des substances organiques stables et des métaux à l'état de trace) sont les moins bien compris. On s'est très peu intéressé à l'importance que ces substances susceptibles d'être dangereuses peuvent avoir dans un système de rejet sur le sol ou lorsqu'on envisage une réutilisation de l'eau.

Le sol semble pouvoir atténuer l'apport de produits chimiques toxiques par divers moyens. D'après les données que nous possédons, il est difficile de prévoir quelles devront

être l'efficacité à long terme et la consistance du sol pour immobiliser et détoxiquer les substances dangereuses présentes dans les eaux usées. Par conséquent, dans le cas d'opérations systématiques et de longue durée de rejet sur le sol, il est essentiel de ne pas négliger le sort des produits chimiques. Nous allons étudier certaines de ces considérations dans les sections qui suivent.

4.2.1 Nature des contaminants

4.2.1.1. Microbiologie

Il a été question, dans la Section 3.2.3.4, des problèmes d'ordre microbiologique qui peuvent être associés à l'épandage des eaux usées sur le sol. Pour de plus amples renseignements, on peut consulter l'ouvrage de Larkin et de ses collaborateurs (1978).

4.2.1.2 Métaux

Au cours des dernières années, de nombreuses études ont été entreprises tant sur les effluents que sur les boues contenant des métaux (Accord Canada-Ontario (ACO), 1978b; Sidle et coll., 1976; Palazzo, 1976). Dans la plupart des cas, l'utilisation des boues résiduaires pose plus de problèmes que l'utilisation des eaux usées, à moins que celles-ci ne soient fortement contaminées et qu'on en fasse un usage intensif. Par exemple, les eaux usées traitées peuvent contenir du cadmium à raison de moins de 20 ou d'au plus 30 milliardièmes, alors que les boues en contiennent des concentrations de l'ordre du millionième les plus fortes qui aient été signalées étant de 500 millionièmes ou plus (ACO, 1978b). Bien qu'on déverse beaucoup plus d'eaux usées que de boues sur un terrain donné, cette différence n'est pas suffisamment importante pour rattraper les concentrations plus élevées de cadmium dans les boues. Divers organismes provinciaux ont formulé des recommandations visant à limiter le rejet de métaux sur le sol au cours des opérations d'épandage des boues. Il semble peu probable que ces limites puissent être dépassées lorsqu'on pratique l'irrigation avec des eaux usées; toutefois, suivant leur mode et leur fréquence il se pourrait que les épandages d'effluents d'eaux usées sur les cultures induisent l'accumulation de métaux sur le feuillage. L'accumulation de métaux lourds dans le sol peut le rendre stérile.

4.2.1.3 Contaminants organiques

La présence de contaminants organiques est une question qui présente un grand intérêt, en partie parce qu'elle n'a pas fait l'objet d'un nombre suffisant de recherches et

d'études et en partie parce que beaucoup de ces contaminants sont toxiques et qu'ils peuvent être cancérogènes, tératogènes ou mutagènes pour les humains.

En plus des organochlorés qui peuvent être engendrés au cours du processus de désinfection, d'autres composés organiques peuvent se trouver dans les eaux usées non traitées et éventuellement traverser le système de traitement. On peut trouver des insecticides, des herbicides et des produits chimiques d'origine industrielle parmi d'autres substances dans les eaux usées des municipalités.

4.2.2 Mécanismes de contamination des aliments

4.2.2.1 Contamination physique

Chaney et Lloyd (1979) ont démontré que lorsqu'on asperge des végétaux avec des boues résiduaires elles s'accumulent à leur surface et ne sont pas complètement entraînées par la pluie. Étant donné que les eaux usées et les effluents sont plus dilués (et moins visqueux), on pourrait s'attendre à ce que la végétation soit moins lourdement contaminée par ceux-ci. Toutefois, l'évaporation et les applications répétées peuvent provoquer une accumulation suffisante de contaminants pour qu'on doive s'y intéresser. Les contaminants qui adhèrent aux végétaux risquent d'être ingérés par les animaux, ou peut-être même directement par l'homme, si l'épandage est mal fait (Bryan, 1974).

4.2.2.2 Fixation dans le sol

Les recherches au sujet de la fixation dans le sol de métaux tels que le cadmium, le plomb, le zinc, le nickel et le cuivre sont nombreuses.

Peu de recherches ont été effectuées sur la fixation de substances organiques par le sol. Nash (1974) ainsi que Nash et Harris (1973) ont démontré que certains pesticides (hydrocarbures chlorés) sont fixés par des plantes, mais d'autres ne le sont pas, ou seulement en concentrations très faibles. La fixation des PCB par les racines plantes a été pouvée par Iwata et Gunther (1976) au cours d'expériences sur le terrain.

4.2.2.3 Fixation par les feuilles

La fixation par les feuilles et la translocation de contaminants des eaux usées par l'intermédiaire des plantes et des récoltes vivrières est un sujet qui présente un grand intérêt; pourtant, les recherches directes, dans ce domaine sont rares si tant est qu'il y en ait. Cependant, la mise au point et l'évaluation d'herbicides commerciaux a incité à effectuer un grand nombre d'études sur les relations entre la structure chimique, les propriétés physiques et le comportement de ces produits chimiques dans et sur les plantes.

Même si l'on n'a pas découvert de relations simples entre les différentes variables en cause, il est évident que beaucoup de produits chimiques sont effectivement fixés à partir des feuilles, et que d'autres sont également fixés par les racines ou par les pousses. Certains composés peuvent être retenus sur la partie où ils sont appliqués ou ils peuvent être transportés rapidement à d'autres parties de la plante (Braude et coll., 1978).

Comme dans de nombreux processus de ce genre, la concentration d'un contaminant donné dans les liquides ou les résidus répandus joue un rôle important au niveau de la captation par les feuilles et il semble qu'il n'y a pas lieu de s'inquiéter des concentrations très faibles. Les phénomènes d'extraction ou de transport par lesquels ce genre de substances seraient sélectivement extraites et retenues par la cuticule sur les cultures et les feuilles des plantes (Braude et coll., 1978) peuvent constituer une exception.

4.2.2.4 Fixation directe par les animaux de boucherie

Lorsqu'ils broutent, les bovins et d'autres animaux de boucherie ingèrent de la terre en même temps que des plantes. Des contaminants chimiques peuvent s'accumuler dans certains de ces animaux lorsqu'on a épandu des boues résiduaires sur le sol et les pâturages. Bien qu'avec les eaux usées le problème puisse être moins grave, celles qui proviennent de sources fortement contaminées peuvent provoquer l'accumulation de contaminants dans la couche superficielle du sol tout comme les boues.

L'épandage des eaux usées sur le sol et les effets de cette pratique sur l'environnement ont surtout été étudiés du point de vue de la contamination par les microorganismes et des produits chimiques inorganiques. Peu de recherches ont été effectuées au sujet des contaminants organiques et de leurs effets sur les récoltes, les animaux et les humains. Il faudrait poursuivre les travaux dans ce domaine.

4.3 Conclusions

1. Nous possédons beaucoup de données de laboratoire à propos des effets aigus et chroniques du chlore résiduel sur les organismes aquatiques. Toutefois, il existe peu d'observations in situ de problèmes suscités par le chlore résiduel au Canada. Il est donc difficile d'évaluer dans quelle mesure la diminution ou l'élimination de ce genre de rejets dans l'environnement pourrait favoriser la protection de la faune et de la flore aquatiques.

2. Le chlore résiduel est très toxique pour les organismes aquatiques même à des concentrations d'à peine 0,02 mg/L. Il a été prouvé que des concentrations de l'ordre de 0,001 mg/L pouvaient provoquer une toxicité chronique.

3. Le chlore résiduel n'est pas aussi directement toxique pour les algues et les invertébrés d'eau douce que pour le poisson. Toutefois, comme on peut le voir au Tableau 2, les concentrations de chlore résiduel habituellement rejetées par les usines d'épuration des eaux usées municipales sont suffisamment élevées pour éliminer des organismes qui servent à l'alimentation du poisson dans les zones situées immédiatement en aval d'émissaires municipaux.

4. Les recherches sur la toxicité du chlore résiduel pour des espèces qui vivent en eau salée et dans les estuaires n'ont pas été aussi poussées que dans le cas des organismes d'eaux douces. On estime que la toxicité est comparable à celle que subissent les espèces d'eau douce.

5. Des concentrations chroniques de chlore bien en deçà du seuil de détection peuvent agir sur les larves des huîtres (Crassostrea virginica). Les études au sujet des effets du chlore sur les mollusques sont rares, mais celles qui existent font ressortir des effets nocifs sur l'alimentation et l'activité.

6. Le phytoplancton marin est affecté par les concentrations de chlore des émissaires municipaux habituellement déversées dans la mer.

7. Les poissons ont une réaction spécifique qui les porte à fuir les eaux douces contenant du chlore résiduel, et celle-ci ne peut pas être rattachée à un code précis de comportement. On croit que le groupement en bancs et le comportement territorial influencent la réaction d'évitement. Dans certains cas, des poissons meurent pendant qu'ils sont à la recherche d'aliments et d'un territoire dans un cours d'eau où des eaux usées chlorées sont déversées.

8. Dans l'environnement marin, la réaction d'évitement des eaux de mer chlorées semble avoir un caractère spécifique et être fonction de la température.

9. D'après les quelques données dont nous disposons, il est impossible d'établir de façon définitive l'effet des composés organochlorés sur les écosystèmes aquatiques. Les composés organochlorés éprouvés jusqu'à maintenant ne semblent pas constituer une menace particulière dans l'environnement des espèces d'eau douce étudiées.

10. L'épandage d'eaux usées municipales sur des terres réservées à l'agriculture et à la récréation est une pratique qui est encouragée dans diverses régions du pays. L'utilisation des eaux usées pour l'irrigation des terres diminue la charge de polluants qui est déversée dans les eaux de surface, enrichit les nappes d'eau souterraine et apporte un supplément aux approvisionnements en eau nécessaires pour satisfaire les besoins des cultures et d'autres végétaux. Si les directives provinciales touchent les exigences en matière d'emplacement, les taux d'épandage des eaux usées et l'utilisation des sols, on s'est surtout intéressé aux polluants microbiologiques et métalliques. Peu de recherches ont été effectuées au sujet des effets des contaminants organiques sur les terres et les cultures irriguées et des répercussions subséquentes pour l'homme et les animaux.

5. STRATÉGIE POUR LA DÉSINFECTION DES EAUX USÉES AU CANADA

Les effluents municipaux sont des sources reconnues de contamination par des organismes pathogènes qui peuvent présenter une menace directe ou indirecte pour la santé des humains. Les procédés de désinfection employés pour faire face à cette menace peuvent eux-mêmes engendrer de nouveaux dangers pour la santé des humains ou ils peuvent être la cause d'importantes réactions indésirables dans le milieu aquatique. Il est difficile d'appliquer des directives universelles en matière de désinfection des eaux usées pour résoudre efficacement ce conflit, c'est pourquoi il est nécessaire de trouver des solutions particulières pour chaque site.

De façon plus précise:

1. La nécessité et l'application de mesures de contrôle des microorganismes au sujet des décharges ponctuelles et non ponctuelles contaminées par des pathogènes doivent être abordées de façon spécifique pour chaque site en prenant en considération l'utilisation qui est faite des eaux réceptrices et des risques pour la santé des humains que révèlent les critères de qualité microbiologiques de l'eau.

2. Il faut chercher à savoir à quel point les diverses mesures de gestion des eaux usées de même que les contrôles opérationnels ainsi que la construction et l'emplacement des décharges d'eau d'égout peuvent atténuer les dangers pour la santé.

3. Lorsqu'il faut désinfecter les eaux d'égout, il faut intervenir d'une façon qui fasse effectivement disparaître le danger.

4. Il faut prévoir quels effets nocifs les résidus et les sous-produits de désinfectants risquent d'avoir sur la santé des humains et sur l'écosystème aquatique et, au besoin, prendre les mesures correctives qui conviennent.

Pour décider s'il faut désinfecter les eaux d'égout municipales dans un endroit donné, il faut faire une étude des utilisations du cours d'eau récepteur et des risques que celles-ci représentent pour la santé des humains, estimer les diverses solutions qui existent pour l'élimination des décharges contaminées par des matières fécales et évaluer les effets que les mesures de contrôle peuvent avoir sur l'environnement. La Figure 3 illustre le genre de raisonnement qu'il faut suivre lorsqu'il s'agit de décider dans quelle mesure il peut être nécessaire de désinfecter les eaux des égouts municipaux et les conséquences que cela peut avoir. Là où l'on applique la règle de la désinfection systématique de tous les effluents d'eaux usées municipales (en n'accordant une dispense qu'à ceux qui fournissent

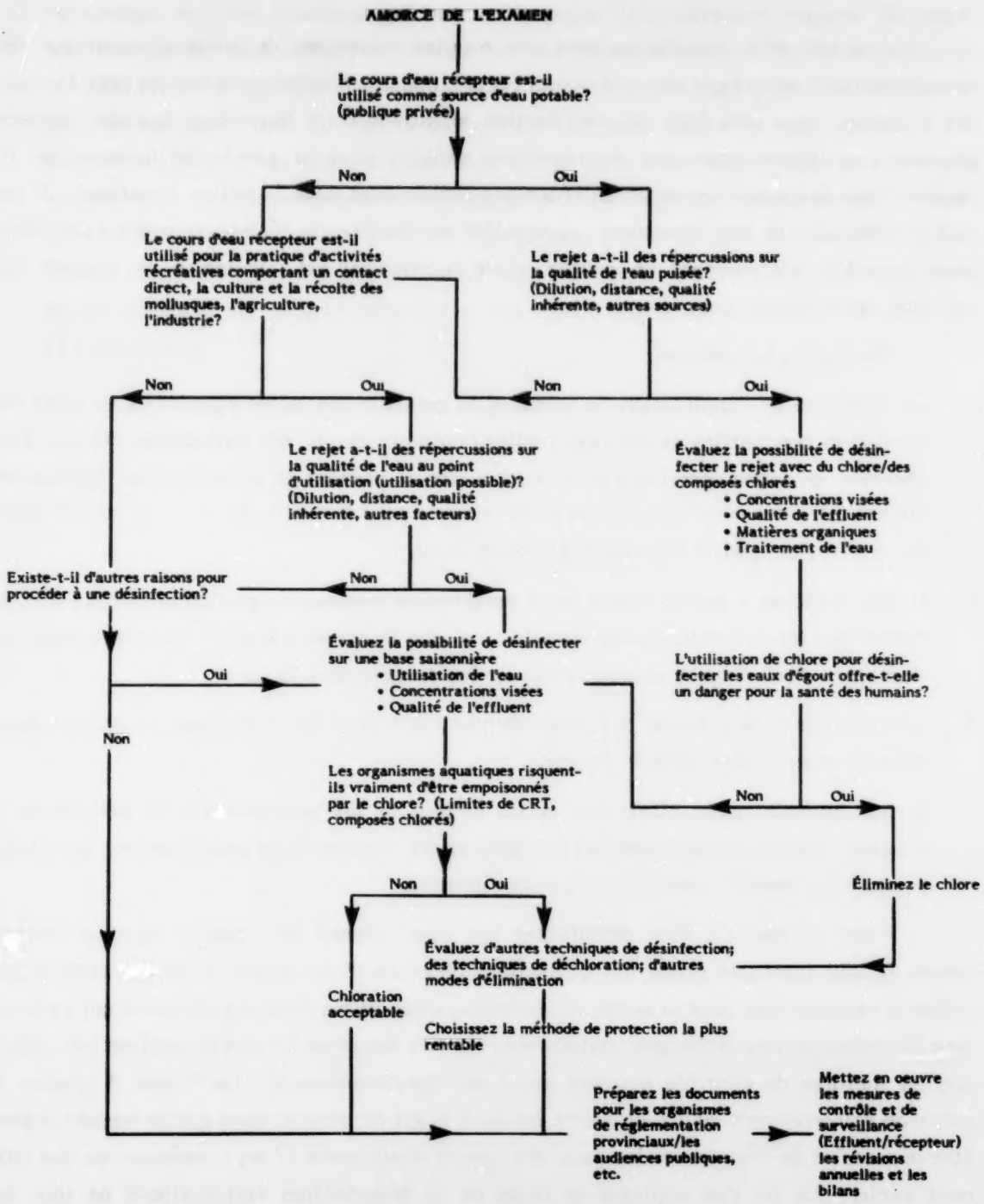

FIGURE 3 - STRUCTURE DE RAISONNEMENT POUR DÉCIDER DE LA NÉCESSITÉ DE DÉSINFECTER LES EAUX D'ÉGOUT DANS UN LIEU DONNÉ*

*Sous réserve de la règle énoncée à la page 81.

une preuve bien circonstanciée à l'appui de leur demande d'exemption ou de modification des exigences en matière de désinfection), il faut consulter la Figure 3 pour décider s'il faut assouplir la règle. Dans les régions où il existe des règlements particuliers pour chaque emplacement, le processus d'examen déjà décrit doit être appliqué systématiquement pour chaque cas qui se présente.

En général, on découvre que les risques pour la santé des humains viennent au premier plan de préoccupations de l'examinateur et, une fois qu'on a établi le degré de gravité du risque ainsi que la possibilité de le réduire ou de l'éliminer, les considérations relatives à l'environnement déterminent s'il convient d'appliquer les mesures proposées. Une fois qu'on a élaboré la solution qui permet de protéger à la fois la santé des humains et l'environnement à l'endroit considéré, on institue un programme de contrôle et de surveillance pour mesurer les répercussions du rejet sur l'environnement et à quel point les mesures de contrôle pourront efficacement protéger la santé des humains.

L'exposé qui suit passe en revue bon nombre des points qui ont été examinés dans les chapitres antérieurs du présent rapport. Nous y ferons ressortir l'influence du processus d'évaluation par site sur la santé des humains et l'environnement et nous donnerons quelques directives pour la prise de décision.

5.1 Évaluation des risques pour la santé des humains

L'utilisation des bactéries coliformes comme indicateur de la qualité de l'eau a fait l'objet de discussions poussées dans les chapitres précédents. L'utilisation d'organismes indicateurs a été critiquée parce que la corrélation entre les concentrations de bactéries coliformes et les concentrations de pathogènes dans les eaux de surface est mauvaise et aussi à cause de la relation qui existe entre les bactéries coliformes, les infections et les maladies chez les gens qui utilisent l'eau. La mise au point d'une méthode plus fiable et plus précise pour évaluer les dangers pour la santé des humains paraît être un élément essentiel pour juger de la question de la nécessité et de l'utilité de la désinfection des eaux d'égout. Un indicateur plus décisif devrait:

(i) être constamment et exclusivement associé à la source de pathogènes;

(ii) être présent en nombre suffisant pour fournir une estimation "précise" de la densité dès que la concentration de l'un quelconque des organismes pathogènes est telle que le risque de maladie est inacceptable;

(iii) être proche de la résistance aux désinfectants et au stress exercé sur l'environnement, de l'organisme pathogène le plus résistant qui puisse être présent en concentration dangereuse dans la source;

(iv) pouvoir être mesuré de façon quantitative dans les eaux utilisées à des fins récréatives au moyen de méthodes faciles à appliquer et peu coûteuses et avec suffisamment d'exactitude, de précision et de spécificité.

On peut douter qu'un organisme quelconque puisse satisfaire toutes les exigences. À l'heure actuelle, l'utilisation des coliformes totaux et des coliformes fécaux en tant qu'indicateurs est stipulée dans les règlements provinciaux ou les recommandations au sujet de la qualité de l'eau. On continuera d'utiliser ces indicateurs tant qu'on n'aura pas mis au point une meilleure méthode pour mesurer la contamination de l'eau. Néanmoins, il faudrait augmenter la portée de l'information recueillie et, par conséquent, la gamme des mesures de la qualité de l'eau qui sont prises de même que des indicateurs qui sont employés pour évaluer la détérioration des eaux et l'existence de dangers pour la santé. Le choix des organismes qui seraient utilisés dépendra du genre de cours d'eau à évaluer et de l'utilisation qui en est faite. De cette façon, un système d'évaluation de la qualité de l'eau en fonction de ses effets sur la santé, système qui fournit un indice des risques de maladies infectieuses associées à l'utilisation par l'homme de l'environnement aquatique, pourra éventuellement être élaboré.

La possibilité que des humains viennent en contact avec des organismes pathogènes transportés par l'eau est surtout importante lorsqu'on utilise un cours d'eau comme source d'eau brute, à des fins récréatives, pour l'irrigation ainsi que pour la culture et la récolte des mollusques. La désinfection des effluents d'eau d'égout qui sont déversés dans les cours d'eau qui servent à une ou à plusieurs des fins énumérées plus haut ne suffit pas automatiquement à protéger la santé des humains. D'autres facteurs comme l'emplacement des décharges d'eau d'égout, le degré de prétraitement effectué aux usines municipales d'épuration des eaux usées, et la qualité des effluents déversés à partir d'autres sources ponctuelles et non ponctuelles le long du cours d'eau exercent également une influence directe sur l'utilisation des eaux réceptrices et par conséquent cela influence de façon indirecte la nécessité et l'utilité de désinfecter un effluent d'eau d'égout.

La qualité inhérente et les caractéristiques hydrologiques des eaux réceptrices peuvent également avoir un effet considérable sur la survie des pathogènes qui pénètrent dans l'environnement. Les processus d'autopurification des cours d'eau reposent sur la sédimentation, la prédation, la dilution, les températures de l'eau, les radiations solaires,

etc. L'efficacité des processus naturels est une affaire de temps et par conséquent, le temps s'écoulant entre l'arrivée des rejets et la réutilisation de l'eau devient une variable importante à chaque endroit. Il existe des circonstances qui peuvent annuler les effets bénéfiques de ces processus naturels, par exemple: les rejets de déchets industriels (par les usines de produits alimentaires ou les moulins à papier) qui fournissent un excès d'éléments nutritifs aux microorganismes, les caractéristiques des eaux de ruissellement pluvial dans le bassin environnant et l'ampleur de la charge de polluants provenant de tous les rejets. Par conséquent, si l'autopurification naturelle peut être efficace dans un cours d'eau donné pendant les périodes chaudes, lorsque les pluies sont plutôt rares, les résultats peuvent être moins impressionnants pendant d'autres saisons ou lorsque les précipitations sont plus abondantes.

En raison de ces inconséquences, il faut que les décisions au sujet de la nécessité de désinfecter les eaux d'égout soient prises en examinant chaque cas individuellement et en tenant compte de l'utilisation qui est faite des eaux réceptrices ainsi que des variables mentionnées plus haut; il ne faut pas indiquer de façon uniforme une norme arbitraire pour tous les rejets. En théorie, il faut faire des études saisonnières attentives afin de déceler les bactéries indicatrices et les taux de survie des pathogènes dans le cours d'eau récepteur et cela dans diverses conditions en ce qui concerne le traitement à l'usine d'épuration (c'est-à-dire avec et sans processus de désinfection). Les résultats de telles enquêtes indiqueront qu'il est nécessaire d'adopter l'une ou l'autre des trois solutions suivantes:

1. la désinfection à l'année longue;
2. la désinfection saisonnière, ou
3. aucune désinfection.

Il est possible de déterminer, de façon arbitraire, au moins trois circonstances dans lesquelles la désinfection d'un effluent traité n'est pas nécessaire:

1. si le système de traitement des eaux usées comprend des opérations unitaires qui sont capables de produire de façon constante des effluents ne contenant qu'une certaine quantité limitée de microorganismes ou moins sans désinfection finale. (Les limites fixées au sujet des effluents varient d'une municipalité à l'autre, mais comme il a été dit dans la Section 2, une concentration limitée de 2500 CT/100 mL ou 200 CF/100 mL, traduit probablement la capacité des processus de désinfection (chloration) conçus et appliqués suivant les normes en vigueur);

2. si l'effluent traité est déversé dans des eaux réceptrices qui ne peuvent être utilisées à des fins récréatives, pour l'agriculture ou comme source d'eau brute à cause des qualités fondamentales de l'eau soit naturelles ou résultant de l'intervention de l'homme;
3. si l'on ne peut relever aucun usage des eaux réceptrices qui pourrait présenter un danger pour la santé du public (par exemple, lorsqu'il s'agit d'installations éloignées ou isolées ou de déversements dans l'océan).

Lorsqu'on juge de l'utilité de désinfecter un effluent, on peut aussi prendre en considération la qualité de l'effluent. Les eaux d'égout brutes, les effluents primaires de basse qualité, les déversoirs d'orage et les rejets d'égouts pluviaux, de même que certains types d'effluents industriels ne peuvent pas être désinfectés (dans les limites indiquées au paragraphe 1) ou pourraient exiger des doses excessivement élevées de chlore (plus de 25 mg/L pour de bien piètres résultats. Les doses massives de chlore ne peuvent remplacer un bon prétraitement des eaux usées et lorsque le prétraitement est mauvais, on peut se demander s'il est avantageux d'effectuer une désinfection continue des effluents de mauvaise qualité.

Lorsqu'un déversement ne peut être classé dans une des catégories définies par les critères indiqués plus haut, il faut examiner d'autres détails particuliers à l'endroit avant de décider s'il faut désinfecter pendant toute l'année, seulement à certaines saisons ou pas du tout. On peut procéder de deux façons pour examiner ces détails. D'une part, l'organisme de réglementation peut stipuler que toutes les usines d'épuration des eaux usées doivent procéder à la désinfection l'année durant, et n'accorder de dispense que si les opérateurs d'usine de traitement des eaux usées ou d'autres groupes concernés leur fournissent des données à cet effet. D'autre part, l'organisme de réglementation ou le demandeur (à la satisfaction de l'organisme chargé d'appliquer les règlements) peut mener ses propres enquêtes sur chaque cas et décider de la nécessité de procéder à la désinfection pour chaque émissaire d'effluent. On croit que la première façon de procéder réduit les risques pour la santé publique en ce que la désinfection des effluents des usines d'épuration municipales est exigée au départ dans tous les cas. Les municipalités ou les propriétaires privés ne sont dispensés d'effectuer la désinfection que lorsqu'ils sont capables de prouver que la santé publique n'et pas menacée si l'on omet la désinfection durant certaines saisons ou pendant toute l'année. Suivant la deuxième façon, la nécessité de désinfecter un effluent municipal est examinée dans chaque cas. L'organisme provincial responsable cherche à établir s'il existe une menace pour la santé publique et

décide s'il faut exiger la désinfection. En adoptant cette façon de faire, on évite les situations où les usines d'épuration des eaux usées procèdent à une désinfection uniquement parce que les propriétaires sont incapables ou refusent de faire l'effort de vérifier s'il est nécessaire de désinfecter les eaux usées; par la même occasion, on peut réduire au minimum le rejet de résidus et de sous-produits de désinfectants dans l'environnement.

Des programmes de contrôle doivent être institués aux points de déversement et aux points d'utilisation des eaux réceptrices pour mesurer toute modification de la qualité de l'eau par suite de la désinfection ou de l'omission de la désinfection des eaux usées. La fréquence des examens de contrôle dépendra de l'utilisation qui est faite de l'eau réceptrice et de ses antécédents.

Nous traiterons maintenant des autres points à considérer dans l'évaluation des eaux réceptrices et de leur utilisation.

5.1.1 Approvisionnement en eau brute

Il ne faut pas prendre la désinfection des effluents d'eaux usées comme une garantie que les eaux de surface seront exemptes de pathogènes au point où les systèmes d'approvisionnement privés ou publics en eau potable puisent l'eau. Il faut considérer les usines de traitement de l'eau comme une barrière ultime contre la transmission des maladies hydriques par la voie de l'eau potable; celles-ci doivent d'ailleurs être conçues et exploitées de façon à éviter toute avarie. On doit y appliquer des techniques de traitement de l'eau qui permettent de produire une eau de boisson de bonne qualité à partir d'une eau brute fortement chargée en polluants et dans les conditions de demande prévues pour un endroit donné.

5.1.2 Eaux à vocation récréative

Lorsqu'un effluent d'eaux usées est déversé dans des eaux qui sont utilisées à des fins récréatives, il peut y avoir lieu de s'inquiéter de la qualité de l'eau nécessaire pour pratiquer des activités supposant un contact primaire. La désinfection saisonnière des effluents municipaux peut permettre de conserver à l'eau la qualité désirable pendant la saison des activités nautiques. Quand la saison des baignades est passée, il ne se pratique plus d'activités entraînant un contact primaire et par conséquent, on se fondera sur d'autres utilisations du cours d'eau pour décider de la nécessité de désinfecter les effluents.

Sur les cours d'eau qui n'exigent qu'une désinfection des effluents pour protéger une plage utilisée pour la baignade en aval, il faut commencer la désinfection 8 semaines avant l'ouverture de la saison de baignade. On commencera la désinfection au début du printemps pour permettre aux usines de mettre le processus en marche graduellement, en évaluant avec précision les doses requises et en évitant les gaspillages dangereux pour l'environnement. En poursuivant la désinfection jusqu'à la fin de l'été, on permettra l'utilisation des plages pour la baignade en fin de semaine, lorsque l'eau peut être encore suffisamment chaude.

Le Groupe de travail fédéral-provincial sur la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives, dans son rapport provisoire intitulé "Recommandations pour la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada" (FBEC, 1980) déclare en substance ce qui suit:

"Le dépistage et la numération des coliformes fécaux est la méthode la plus largement répandue pour surveiller la contamination fécale dans les eaux utilisées à des fins récréatives. La limite maximale proposée est une moyenne géométrique de 200 coliformes fécaux au plus par 100 mL dans une série d'au moins 5 échantillons prélevés au cours d'une période de 30 jours. La détermination des streptocoques fécaux est un paramètre de soutien valable utilisé pour établir le rapport coliformes fécaux/streptocoques fécaux comme indice du genre de pollution fécale (d'origine humaine ou autre). Les Recommandations pour la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives ne comportent pas de mesures des coliformes totaux, mais une surveillance occasionnelle peut être utile pour la constitution d'un dossier ou pour les enquêtes sur la qualité de l'eau faites par les responsables de l'environnement.

La présence d'organismes pathogènes comme Pseudomonas aeruginosa, Staphylococcus aureus, Candida albicans, Salmonella, Shigella, ou de virus, dans les eaux à vocation récréative peut constituer un danger pour la santé des nageurs. Le prélèvement d'échantillons est indiqué lorsqu'on décèle des maladies hydriques chez les baigneurs ou lorsqu'il est nécessaire d'évaluer les dangers que peuvent présenter des plages très fréquentées surtout au moment où l'eau est basse et la température élevée. La recherche des organismes pathogènes ne doit être entreprise que par des laboratoires bien équipés ayant une personnel qualifié.

En plus des limites établies plus haut, les Recommandations prescrivent que "... tout échantillon contenant plus de 400 coliformes fécaux/100 mL fasse l'objet d'une enquête. Il faut au moins procéder à un nouveau prélèvement à l'endroit en cause".

Les Recommandations, si elles mettent surtout l'accent sur la contamination des eaux usées domestiques, reconnaissent cependant la possibilité d'une contamination non humaine et non entérique des eaux à vocation récréative. Le groupe de travail appuie ces vues.

5.1.3 Eaux d'irrigation

L'utilisation d'effluents d'eaux usées de piètre qualité pour irriguer des terrains où l'on pratique des activités récréatives ou des terrains auxquels le public a accès sans contrôle ne peut être admise. Dans de telles situations, la qualité bactériologique des effluents doit au moins correspondre aux critères établis pour les eaux utilisées pour des sports supposant un contact primaire. Il faudra désinfecter l'effluent ou le diriger vers un bassin de rétention pour atteindre ces objectifs. Pour les effluents chlorés risquant d'être toxiques pour les végétaux, il est préférable d'avoir recours à des bassins de rétention; en fait, cela est plus pratique lorsqu'on fait de l'irrigation.

Il existe diverses opinions au sujet de l'utilisation des effluents d'eaux usées pour l'irrigation des terres à vocation agricole. Certains organismes provinciaux permettent l'irrigation des terres agricoles avec des effluents (primaire) de basse qualité, d'autres exigent au moins un traitement secondaire. Lorsque des effluents doivent irriguer des terrains à vocation récréative ou des prairies où paisent des vaches laitières ou des bovins de boucherie, on peut exiger un traitement secondaire suivi d'un entreposage ou d'une désinfection.

À l'heure actuelle, on n'utilise pas les effluents d'égout pour irriguer les cultures vivrières destinées à la consommation publique. Au Canada, comme les eaux de surface sont la plupart du temps suffisamment abondantes pour l'irrigation, il est inutile de courir le risque d'une erreur dans le processus de traitement ou de blesser la sensibilité esthétique du consommateur.

5.1.4 Eaux de culture des mollusques

Au Canada, dans les endroits où l'on cultive des mollusques, une limite moyenne du NPP de coliformes fécaux de 14/100 mL a été adoptée comme norme. Il peut arriver que les eaux déversées par les municipalités dans les endroits où l'on récolte des

mollusques violent cette concentration et, dans ce cas, il faut interdire la cueillette des mollusques à ces endroits. Les répercussions économiques et sociales de ces interdictions doivent être examinées dans la région intéressée afin de prendre les décisions qui s'imposent au sujet des déversements d'eaux usées. Au lieu de désinfecter les eaux usées, il peut être plus pratique d'éviter de les déverser directement dans les eaux où l'on fait la culture et la récolte des mollusques.

Lorsqu'on songe à la désinfection des rejets, il faut se rappeler que les mollusques sont sensibles à de faibles concentrations de chlore résiduel. La déchloration d'un effluent chloré peut être nécessaire pour éviter de faire du tort aux mollusques.

Il ne semble pas que la contamination bactériologique d'autres ressources piscicoles par des déversements d'eaux usées pose un problème. Il se peut que la demande d'oxygène résultant de la respiration de fortes populations bactériennes abaisse les concentrations d'oxygène dissous dans les eaux réceptrices à un point critique pour les poissons et les autres organismes aquatiques. D'ordinaire, ce phénomène est localisé.

5.2 Au sujet de l'environnement

Lorsqu'il a été décidé de désinfecter des eaux rejetées par une municipalité, il faut établir les répercussions qu'une telle pratique peut avoir sur le biota dans les eaux réceptrices et l'environnement. L'évaluation des effets d'effluents désinfectés sur les ressources halieutiques incombe aux gestionnaires de telles ressources. Il faut savoir si les résidus de désinfectant risquent d'être toxiques pour les organismes aquatiques pour décider si le processus de désinfection proposé est acceptable, s'il faut procéder à une détoxication de l'effluent avant le déversement, s'il faut chercher une autre solution qui ne serait pas toxique, s'il est possible de trouver un autre point de déversement pour l'effluent ou s'il faut mettre au point une autre méthode pour l'élimination des eaux usées. Bien que les détails d'une évaluation de l'environnement débordent le cadre du présent rapport, il convient d'examiner les principaux points en question.

5.2.1 Température

La température influence fortement la résistance au chlore des poissons. La résistance des poissons exposés au chlore par intermittence est inversement proportionnelle à la température (Brooks et Seegert, 1977b; Seegert et Brooks, 1978; Seegert et coll., 1979). Lorsque l'exposition est de longue durée, ce facteur n'a pas autant d'importance, mais la résistance des poissons constamment exposés au chlore est quand même inversement proportionnelle à la température (Thatcher et coll., 1976; Roseboom et

Richey, 1977); lorsque des poissons sont exposés au chlore, la DL_{50} est deux fois plus élevée à basse température (10°C) qu'à des températures plus élevées (entre 20 et 30°C).

5.2.2 Dilution

Si les caractéristiques d'un cours d'eau récepteur sont telles qu'une dilution rapide des sous-produits et des résidus de désinfectants au point qu'ils ne soient plus toxiques est inévitable, il faut tirer parti de ce paramètre. Pour déterminer le meilleur endroit et les spécifications d'un émissaire afin de protéger l'environnement récepteur, il faut examiner les caractéristiques de chaque site.

5.2.3 Dérivés chlorés

Chaque dérivé chloré a sa propre toxicité; il importe donc de savoir quels sont les dérivés qui seront présents dans l'environnement dans diverses conditions. Dans la plupart des eaux douces, on trouvera surtout des monochloramines, mais si les conditions s'y prêtent (par exemple, si les proportions Cl_2:NH_3 sont proches de 2:1 et le pH inférieur à 7,0) il peut y avoir formation de dichloramines. Il a été prouvé que les dichloramines sont deux ou trois fois plus toxiques que les monochloramines (Thomas et coll., 1980).

Le chlore libre est de 3 à 14 fois plus toxique que les chloramines (Heath, 1977). Lorsque le coefficient molaire Cl_2:NH_3 dépasse 2:1, le chlore libre domine.

5.2.4 pH

Comme il a été dit plus haut, le pH joue un rôle dans la toxicité du chlore en ce qu'il influence les proportions relatives des différents dérivés chlorés.

5.2.5 Demande de chlore

La demande de chlore dans les eaux réceptrices est un paramètre qui peut être utilisé à l'avantage de l'environnement. La dilution des effluents devrait atteindre un maximum dans les eaux où la demande de chlore est forte si le chlore est rendu inoffensif (par exemple, Cl^-).

5.2.6 Durée d'exposition et concentration du chlore

Mattice et Zittel (1976), Thayer et coll. (1978), ainsi que Turner et Thayer (1980) ont élaboré des modèles de toxicité qui tiennent compte à la fois de la durée de l'exposition et de la concentration du chlore afin d'établir des degrés d'exposition sans danger pour différentes espèces de poissons. Comme la plupart des modèles, ceux-ci ne

tiennent pas compte des caractéristiques propres à chaque site qui peuvent exiger des limites plus restrictives ou moins restrictives que celles que prédit le modèle.

5.2.7 Sensibilité des espèces

Les études sur la résistance des poissons au chlore ont démontré que si la résistance est semblable au niveau des espèces, elle peut être différente au niveau des familles (par exemple, la DL_{50} peut être la même pour les truites arc-en-ciel et les truites de ruisseau alors qu'elle peut être différente pour les truites de ruisseau et les carpes, ces dernières étant 2 à 3 fois plus résistantes). Il faut donc vérifier la résistance des espèces indigènes importantes au niveau des familles, et, autant que possible, au niveau des genres.

5.2.8 Réaction d'évitement

Lorsqu'on évalue les effets d'un effluent sur un environnement, il faudrait insister davantage sur les réactions d'évitement. Il faudrait entreprendre des études de la réaction d'évitement, en insistant sur les applications pratiques, les expériences avec des groupes de poissons plutôt qu'avec des spécimens uniques, et déterminer dans quelles circonstances (par exemple, les préférences au point de vue de l'habitat, de la température) la réaction d'évitement ne joue pas.

5.2.9 Résilience de la biocénose

Il est difficile de décider quel taux de mortalité est acceptable sur le plan biologique. Dans la plupart des cas, la perte de quelques spécimens ou d'un faible pourcentage de la population ne mettra pas en péril l'équilibre écologique; cependant, il est difficile de prédire avec précision les pertes possibles. On a établi plusieurs définitions des zones de mélange ou des zones d'usage limité dans le cas de déversements ponctuels dans les eaux de surface et ces définitions décrivent les aires dans les eaux réceptrices où l'on permettra la dégradation de la qualité de l'eau. On admet qu'une partie de la faune et de la flore de l'eau réceptrice peut être sacrifiée sans faire du tort à l'écosystème. Il incombe aux gestionnaires des ressources de décider si, dans leur région, ils peuvent admettre cette façon de voir les choses ou s'il vaut mieux ne permettre que des déversements qui ne sont pas létaux.

5.2.10 Effets des organochlorés

Il s'est fait beaucoup de recherches pour évaluer les hydrocarbures chlorés et leurs effets sur l'homme et les populations animales. Les études révèlent que les effluents

d'eaux usées chlorées sont une source de composés organiques chlorés qui peuvent s'accumuler dans les poissons ou qui peuvent servir de substrats pour des mutagènes induits par le chlore. La question du degré et de l'étendue de la contamination de l'environnement par les composés organiques halogénés est à l'ordre du jour. On insiste surtout sur l'évaluation des mélanges complexes de substances chimiques puisque, fondamentalement, c'est ce dont sont faits les effluents qui sont déversés dans l'environnement. On ne connaît pas encore les effets sur la santé et sur l'environnement de tels complexes lorsqu'ils sont présents dans l'environnement aquatique. Il faut accorder une très grande priorité à la recherche dans ce domaine. Il s'agit d'abord d'évaluer si les risques d'effets nocifs pour la santé des humains et l'environnement sont susceptibles d'augmenter. Cela suppose une estimation quantitative qui pourrait servir à établir un équilibre entre les risques et les avantages que comportent différentes techniques de désinfection.

De nombreux composés organiques sont capables de conférer un goût ou une odeur désagréables à l'eau, à la chair des poissons et à d'autres organismes aquatiques, lorsqu'ils se trouvent à des concentrations beaucoup plus faibles que celles qu'on considère nuisibles pour l'environnement aquatique. Les chlorophénols ont été identifiés comme le groupe de composés organiques halogénés ayant les propriétés organoleptiques les plus marquées. Shumway et Palensky (1973) ont démontré que la sensibilité des poissons à l'accumulation de substances qui rendent leur chair impropre à la consommation varie avec l'espèce, la nature du polluant et la durée de l'exposition. Divers composés chlorés ont fait l'objet d'expériences, et la concentration seuil estimée (ETC - "estimated threshold concentration", la concentration estimée la plus élevée d'une substance qui ne modifie pas le goût de la chair d'un poisson exposé) variait de 0,4 partie par milliard dans le cas du 2,4-dichlorophénol à 84 parties par milliard pour le 2,3-dichlorophénol.

Les effets des organochlorés sur les oeufs, les larves et la reproduction des poissons n'ont été étudiés que par très peu de chercheurs, peut-être à cause des difficultés que présente ce genre d'étude. Il faudrait pousser la recherche dans ce domaine.

6. RECHERCHES ET BESOINS

6.1 Recherches

Nous avons recueilli de l'information sur les recherches faites par les organismes fédéraux et provinciaux d'un bout à l'autre du pays. En voici un résumé.

Colombie-Britannique

La Direction générale de la gestion des eaux usées (Waste Management Branch) du ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique, l'Université de la Colombie-Britannique et les laboratoires du ministère de la Santé de cette province ne signalent aucune activité de recherche récente ni aucun projet relatif à la désinfection des eaux usées.

Alberta

Les effluents ne sont pas systématiquement examinés du point de vue bactériologique bien qu'on fasse des prélèvements réguliers dans les cours d'eau récepteurs. La recherche est restreinte à deux domaines. On évalue d'une part, les répercussions des résidus de désinfectants sur la faune et la flore en amont d'un point de rejet d'eaux usées. Ce projet porte le titre de Impact of the Chlorination of Municipal Sewage Effluents on Lotic Ecosystem (Répercussions de la chloration des effluents des eaux d'égouts municipaux sur l'écosystème lotique). Dans l'autre projet, indirectement lié à la désinfection des eaux d'égouts, on évalue la survie des oeufs d'helminthes, des kystes de protozoaires et des Enterobacteriaceae pendant le traitement des eaux usées. Ce projet porte le titre suivant: Potential Health Problems Caused by the Disposal of Treated Sewage Products Containing Parasites (problèmes de santé pouvant être causés par l'élimination des eaux d'égouts traitées contenant des parasites).

Saskatchewan

Le ministère de l'Environnement de la Saskatchewan ne signale aucune recherche ni aucun projet au sujet de la désinfection des eaux usées.

Manitoba

Dans cette province, on pratique systématiquement la numération des coliformes totaux et des coliformes fécaux dans les effluents. Dans la rivière Rouge, près de la municipalité de Selkirk, une étude de surveillance des virus est en cours. Environnement Canada (Bell et coll., 1979) a publié un rapport sur la microbiologie de la rivière Rouge.

Ontario

Dans cette province, on effectue normalement la vérification de certains paramètres bactériologiques dans les effluents. Un grand nombre de recherches ont été faites ou sont en cours au sein des services gouvernementaux et à contrat.

1. À la Direction générale des ressources aquatiques du ministère de l'Environnement (MEO) on a fait:

   a) des études pour mesurer la dégradation du chlore résiduel dans un cours d'eau récepteur, en amont d'un rejet (MEO, 1978a et b);
   b) des mesures de toxicité sur les lieux;
   c) des examens des produits organochlorés dans les eaux usées (rapport disponible; d'autres en préparation) (Ontario MEO, 1979).

2. À la Direction générale de la lutte contre la pollution (MEO) des études terminées ou en cours portent sur:

   a) le perfectionnement du processus de chloration (rapport en cours de révision);
   b) la chloration des effluents des bassins de stabilisation des eaux usées (rapport disponible sous forme de fiches techniques);
   c) la demande de chlore des eaux usées brutes (document interne);
   d) les possibilités d'application de la désinfection par les UV dans les effluents secondaires (rapport en préparation);
   e) les résultats des études d) et e) ont été résumés et présentés à la Conférence sur la recherche en matière de pollution de l'eau (Water Pollution Research Conference) qui a eu lieu à Toronto en 1981;
   f) la détermination des effets de la désinfection des eaux usées sur les numérations bactériennes dans les amenées d'eaux brutes (rapport en préparation);
   g) une enquête sur la formation de produits organochlorés au cours de la désinfection des effluents secondaires (étude en cours);
   h) l'évaluation de la possibilité de retirer les coliformes des effluents de ruissellement par sédimentation, sédimentation avec addition de substances chimiques et chloration;
   i) l'évaluation des coûts en capital et des coûts d'exploitation ainsi que de l'entretien d'un système complet de chloration et de déchloration (en cours).

3. Les études entreprises en vertu de l'accord intervenu entre le gouvernement fédéral et le gouvernement de l'Ontario au sujet de la qualité de l'eau des Grands Lacs, comprennent:

   a) l'examen des eaux de ruissellement pour en mesurer la teneur en bactéries;
   b) l'évaluation de diverses techniques de désinfection des eaux usées (rapport disponible);
   c) l'examen du traitement au SO_2 et de la mise en bassin pour la déchloration.

4. La loterie provinciale parraine divers projets d'hygiène de l'environnement en cours ou complétés:

   a) le dépistage des sources de contamination bactériologique dans les systèmes de drainage des villes et la possibilité de les éliminer par le balayage des rues, la sédimentation, la sédimentation avec action de produits chimiques et la chloration (en cours);
   b) l'examen de l'ozonisation de l'eau de boisson (en cours);
   c) l'étude de la dispersion des virus dans les eaux usées et dans l'environnement (rapport disponible à l'Université d'Ottawa);
   d) l'examen des concentrations bactériennes dans le cours d'eau récepteur avec et sans désinfection (en cours);
   e) l'application de la désinfection par les UV dans certaines usines de traitement des eaux usées et l'évaluation de l'importance de la photoréactivation (en cours);
   f) des enquêtes épidémiologiques sur les plages et dans les régions où les eaux sont utilisées à des fins récréatives.

5. D'autres enquêtes portent sur:

   a) la possibilité d'appliquer un dispositif pour la surveillance du chlore à une usine de traitement primaire des eaux usées à Windsor (rapport interne disponible);
   b) une démonstration complète d'une technique de désinfection par les UV dans une station de traitement secondaire de l'Ontario (en cours).

Québec

Nous n'avons reçu aucun rapport de cette province.

Nouveau-Brunswick

Normalement, il ne se pratique aucun contrôle de la contamination bactérienne des effluents si ce n'est dans les endroits où on fait la récolte des mollusques. À l'heure actuelle, aucune activité au sujet de la désinfection des eaux usées n'a été signalée.

Nouvelle-Écosse

On effectue normalement le contrôle de certains paramètres bactériologiques dans les effluents. Des recherches sur la qualité et la quantité des eaux de ruissellement sont actuellement en cours à l'Université Technical.

Île-du-Prince-Édouard

Aucune recherche sur la désinfection des eaux usées ne nous a été rapportée.

Terre-Neuve

Le contrôle bactériologique des effluents est effectué régulièrement. Aucune recherche sur la désinfection des eaux usées n'a été entreprise et on n'envisage pas d'en entreprendre dans un avenir rapproché.

Territoires du Nord-Ouest

Dans les circonstances normales, on effectue la mesure des coliformes totaux et des coliformes fécaux dans les effluents. Deux projets de recherche ont pour objet l'examen des conséquences des déversements d'eaux usées dans les eaux du Nord. Ils sont intitulés: "Environmental Effects of Domestic Waste Discharges to Marine Artic Waters" et (Associated Engineering Services Ltd., 1980) et "Potential Impact of Wastewater from Communities on the Laird, Peel and MacKenzie Rivers" (Associated Engineering Services Ltd., 1978). Une étude intitulée: "Examination of Sewage Outfall Design and Wastewater Mixing Criteria from Community Discharges Along the MacKenzie River and Slave River in the Northwest Territories" est présentement effectuée par les docteurs D.W. Smith et R. Gérard de l'Université de l'Alberta.

Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social

Aucun projet spécifique n'est en cours à l'heure actuelle en ce qui concerne la désinfection des eaux usées. On déploie beaucoup d'efforts dans les études portant sur la formation de trihalométhane et la désinfection de l'eau potable ainsi que sur les produits de réaction d'autres désinfectants.

Environnement Canada

En plus des travaux entrepris en vertu de l'accord intervenu entre le gouvernement fédéral et le gouvernement de l'Ontario, ce ministère applique actuellement une partie de ses effectifs à l'inventaire des contaminants de l'environnement dans les effluents d'eaux usées. On effectue également des essais biologiques sur les effluents avant et après la chloration.

Un projet de recherche mis en oeuvre, en vertu de l'entente intervenue entre les États-Unis et le Canada au sujet de la qualité des eaux des Grands Lacs, permettra de recueillir des données épidémiologiques dans cette région.

6.2 Besoins de recherches

Il faudrait encore poursuivre des recherches dans le but d'évaluer les répercussions sur la santé publique des déversements d'eaux usées des municipalités ainsi que les conséquences pour l'environnement des processus de désinfection. Par exemple:

1. Autres techniques de désinfection

Il faudrait évaluer d'autres techniques de désinfection, particulièrement l'emploi de l'ozone et des rayons UV, afin de savoir (1) quelles sont les concentrations nécessaires pour éliminer les organismes pathogènes des effluents d'eaux d'égouts des municipalités, (2) les sous-produits formés au cours du processus de désinfection et leurs concentrations et (3) les effets de ces sous-produits et de ces résidus de désinfectants sur la santé des humains de même que sur la flore et la faune aquatiques.

2. Survie et reprise de la multiplication des pathogènes dans le milieu aquatique après la désinfection des effluents

La population bactérienne et la qualité d'un cours d'eau reflètent l'action complexe de nombreux paramètres environnementaux de l'eau tandis qu'elle s'écoule depuis sa source fraîche vers l'estuaire des rivières où elle est plus ou moins salée et pour finalement se déverser dans l'océan. Même si bon nombre des organismes qui se trouvent dans une eau réceptrice n'ont aucune importance du point de vue sanitaire, des espèces de protozoaires, de bactéries et de virus pathogènes, y compris des organismes indicateurs, ont beaucoup d'importance sur le plan de l'hygiène publique.

Il faudrait élucider et évaluer la question de l'influence de nombreux facteurs de l'environnement pris dans l'ensemble sur la reprise de la multiplication et la survie des organismes pathogènes et des organismes indicateurs.

3. Chloration des eaux usées et formation de produits chimiques toxiques

À l'heure actuelle, le chlore est le principal agent désinfectant utilisé au Canada. La formation d'une multitude de substances organiques halogénées a été mise en évidence lors de la désinfection tant de l'eau potable que des eaux usées. L'influence de ces organochlorés sur la santé des humains et le biota aquatique devrait être étudiée; il faudrait déterminer leur persistance dans l'environnement, dans quelle mesure ils peuvent s'accumuler dans les organismes vivants ainsi que leurs caractères mutagène et cancérogène.

4. Organismes indicateurs

On n'en sait pas assez long, à l'heure actuelle, sur le rapport qui peut exister entre les concentrations d'organismes indicateurs et (1) les épidémies de maladies; (2) les organismes pathogènes; et (3) les infections. Il faudrait entreprendre des études contrôlées d'épidémiologie et de microbiologie pour élaborer des critères biens fondés sur des données scientifiques en ce qui concerne la qualité microbiologique de l'eau et des effluents pour la protection de la santé, et de meilleurs indicateurs.

5. Facteurs R de transfert de la résistance chez les coliformes et les coliformes fécaux dans l'eau

Par suite de l'usage largement répandu des antibiotiques, des facteurs R ou facteurs de transfert de la résistance à un ou plusieurs antibiotiques se sont développés chez les entéro-bactéries qui peuplent l'intestin des humains et des animaux domestiques. On peut s'attendre à ce que bon nombre de ces bactéries se retrouvent dans les égouts et, finalement, dans les eaux usées et les eaux de rivières. Bell et ses collaborateurs (1980) ont prouvé ce fait lorsqu'ils ont étudié la microbiologie de la rivière Rouge au Manitoba. Comme ces organismes résistants à plusieurs antibiotiques peuvent être dangereux pour la santé, il semblerait souhaitable (1) de savoir l'étendue de ce phénomène dans nos eaux; et (2) comment on peut réduire le nombre des bactéries porteuses du facteur $R^{(+)}$ dans le milieu aquatique.

6. Efficacité de la destruction des virus par la chloration

Il a été établi que la plupart des virus sont beaucoup plus résistants au chlore que les bactéries indicatrices normalement utilisées pour mesurer l'efficacité de la chloration. Il se peut que les usines qui appliquent les techniques de traitement classiques déversent des quantités importantes de virus dans l'environnement.

Il faut entreprendre d'autres travaux pour mieux définir l'effet du chlore sur les virus dans la pratique afin de pouvoir tirer le maximum de rendement des techniques de réduction de la concentration des virus dans les eaux usées par la chloration ou l'emploi d'autres désinfectants.

7. Résidus de chlore

Il semble important de mettre au point des méthodes applicables en laboratoire et sur le terrain ainsi que des appareils pour la mesure du chlore résiduel à des concentrations qui ont de l'importance pour l'environnement (c'est-à-dire, 0,01 mg/L et plus).

8. Méthodes de détection des virus et des parasites

D'après les quelques résultats de recherches que nous possédons, il semble que les techniques actuelles de traitement des eaux usées ne parviennent pas à détruire suffisamment les virus et les parasites pour bien protéger la sante de la population. Pour évaluer l'importance de cette menace, il importe de disposer de techniques applicables en laboratoire et sur le terrain qui soient fiables, sensibles et faciles à reproduire pour la détection des virus et des parasites dans les eaux usées et l'eau de boisson.

9. Désinfection des effluents primaires

La désinfection des effluents primaires est une partie du traitement des eaux usées qui n'a pas fait l'objet de beaucoup de recherches. Il faudrait étudier dans quelle mesure il est possible de réduire le nombre des organismes pathogènes, les doses de désinfectant requises, les résidus de désinfectants nécessaires au cours du processus, la possibilité d'une reconcentration des sous-produits formés au cours du processus, la possibilité d'une reprise de la croissance ou de la réactivation des organismes pathogènes et des organismes indicateurs, et la possibilité de détoxifier les effluents désinfectés avant leur déversement dans l'environnement.

10. Utilisation de bassins de rétention

Il faudrait examiner l'utilisation des bassins de rétention pour la déchloration des effluents chlorés afin d'établir les paramètres pour leur installation et leur exploitation.

11. Survie des microorganismes indicateurs et pathogènes dans les bassins de stabilisation

En Amérique du Nord, une des méthodes les plus répandues pour le traitement des eaux usées domestiques est la stabilisation dans des bassins. Comme la qualité microbiologique des effluents de tels bassins peut avoir une portée en hygiène publique, il

paraît souhaitable de connaître l'efficacité de ces bassins pour l'élimination des organismes pathogènes de même que les facteurs physiques, chimiques et biologiques qui influencent les taux de destruction.

Il faudrait évaluer les effets des matières nutritives, de la croissance des plantes, du pH, de l'oxygène dissous, des antagonismes microbiens et des régimes hydrauliques sur la disparition des bactéries dans les bassins de stabilisation, et établir quelle relation existe entre la survie des organismes pathogènes et celle des organismes indicateurs.

7. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

7.1 Conclusions

Les raisons justifiant la nécessité de désinfecter les eaux usées municipales ont été établies par l'étude des renseignements disponibles dans trois domaines pertinents:

1. les pratiques existantes;
2. les effets sur la santé publique;
3. les effets sur l'environnement.

Les conclusions tirées par le Groupe de travail se trouvent dans le corps du rapport, à la fin de la section consacrée à chacun de ces domaines. Dans l'ensemble, ces conclusions peuvent se résumer de la façon suivante.

7.1.1 Méthodes appliquées

1. La contamination microbienne des eaux de surface est attribuable à diverses sources: stations municipales d'épuration des eaux usées, ruissellement des eaux pluviales, trop-pleins d'égouts mixtes et dérivations de station d'épuration, effluents industriels et autres rejets de source non ponctuelle du même genre. L'influence d'un rejet quelconque sur un milieu récepteur et son contrôle, ne peuvent pas être considérés isolément: il faut plutôt prendre en considération tous les autres rejets qui influencent les caractéristiques microbiologiques d'un cours d'eau récepteur.

2. Les charges de chlore résiduel dans l'environnement peuvent provenir de plusieurs sources, notamment des effluents de stations d'épuration des eaux usées municipales, de décharges industrielles et de l'eau de refroidissement des centrales électriques. En éliminant ou en réduisant l'usage du chlore dans les stations d'épuration des eaux municipales on réduira dans une certaine mesure, le risque de toxicité induite par le chlore dans les eaux réceptrices mais, à cause de ces autres sources, le problème ne sera pas nécessairement éliminé. Il est d'ailleurs reconnu, que la létalité des effluents municipaux ne dépend pas seulement des concentrations de chlore résiduel. D'autres constituants des effluents municipaux, y compris l'ammoniac, les sulfures, les métaux lourds, les huiles et les graisses, les oligoéléments et les agents tensioactifs, jouent un rôle dans la toxicité d'un effluent. Le degré de traitement qu'on fait subir à un effluent municipal contribue de façon importante à le rendre moins toxique.

3. La désinfection des eaux usées brutes, des dérivations de stations d'épuration des eaux usées et des trop-pleins d'égouts mixtes s'est presque toujours révélée inefficace. Le traitement des eaux usées municipales augmente l'efficacité de la désinfection des effluents. Il faut effectuer au moins une clarification primaire des eaux usées brutes avant d'ajouter le chlore pour la désinfection. Toutefois, si l'on ne parvient pas à atteindre les taux de bactéries visés avec une dose de chlore inférieure à 25 mg/L ou bien encore, une teneur en chlore résiduel totale de 2,5 mg/L à la fin de la période de contact, il faudra effectuer un prétraitement plus rigoureux ou améliorer le procédé de désinfection. Pour que la désinfection des effluents soit considérée comme satisfaisante, on exige des concentrations bactériennes ne dépassant pas 2500 coliformes totaux /100 mL et 200 coliformes fécaux /100 mL.

4. La possibilité d'améliorer la conception, l'application et le contrôle des procédés de chloration des eaux usées dans bon nombre de stations d'épuration devrait intéresser tant les organismes chargés de la santé publique que ceux qui s'occupent de l'environnement. L'amélioration des procédés de désinfection peut permettre un meilleur contrôle des concentrations de contaminants microbiologiques et de chlore résiduel dans les eaux que les municipalités déversent dans l'environnement.

5. Il est possible de concevoir des systèmes de bassins et de les utiliser avec des périodes de rétention qui obvient à la nécessité de désinfecter les effluents. Toutefois, avec des systèmes de bassins à courte période de rétention (c'est-à-dire des bassins dans lesquels l'eau n'est retenue que 30 jours ou moins), il faudra en général chlorer les effluents avant de les rejeter.

6. Parmi les techniques prometteuses qui pourraient remplacer la chloration pour désinfecter les eaux, mentionnons l'irradiation par des rayons ultraviolets et l'ozonisation. De plus, d'autres composés et procédés de désinfection font l'objet de recherches. Bien que ces autres solutions puissent se révéler plus coûteuses que la chloration, l'obtention d'un effluent qui n'engendre pas une toxicité induite par la désinfection pour le milieu récepteur est un avantage qui justifie le perfectionnement et l'application d'autres procédés de désinfection.

7.1.2 Protection de la santé publique et application de la désinfection des eaux usées

1. Les eaux usées municipales contiennent des microorganismes pathogènes qui ont été reconnus comme agents étiologiques de maladies et d'infections chez l'homme et les animaux.

2. Les coliformes ont été utilisés de façon générale comme indicateurs de contamination fécale dans les eaux de surface. Toutefois, cette pratique pose divers problèmes:

   a) certaines souches de coliformes peuvent provenir du sol, de la végétation et de décharges industrielles;

   b) la durée de survie des organismes coliformes dans le milieu récepteur est variable et dépend de facteurs spécifiques à l'endroit;

   c) les rapports entre les bactéries indicatrices et les bactéries pathogènes ou les virus sont irréguliers et imprévisibles dans les eaux usées, les effluents d'eaux usées traitées, les eaux usées chlorées et les eaux de surface.

Sans doute va-t-on continuer à utiliser des bactéries indicatrices pour prévoir la pollution fécale des eaux de surface (et en fin de compte, pour évaluer le danger que l'utilisation des eaux réceptrices présente pour la santé des humains) tant qu'on n'aura pas établi la valeur d'autres méthodes de dépistage des pathogènes. Mais on peut se demander s'il est possible de se fier à cette méthode comme seul moyen de juger de l'utilité et de l'efficacité de la lutte contre les pathogènes au niveau des stations d'épuration des eaux usées et de la protection de la santé qui est assurée aux usagers des eaux réceptrices.

3. Il est reconnu que des maladies peuvent être transmises par les approvisionnements en eau potable, les eaux utilisées à des fins récréatives, les eaux qui servent à la culture des mollusques et les eaux qui servent à l'agriculture et à l'irrigation. Il est possible d'identifier ces voies de contamination à chaque endroit et de les étudier afin d'établir si le public risque de venir en contact avec des pathogènes infectieux par suite des déversements d'eaux usées municipales. Les moyens de défense naturels du milieu ainsi qu'une conception et des techniques modernes peuvent être employés pour rompre les cycles d'infection et prévenir la transmission des maladies; la désinfection des eaux usées est l'un des moyens de défense conçu par l'homme qui peut être utilisé. Le recours à une barrière quelconque ou à une combinaison de barrières contre la transmission des maladies doit reposer sur les caractéristiques de l'endroit et les utilisations que l'on fait des eaux réceptrices.

4. Lorsqu'elle est traitée et distribuée comme il convient, l'eau de boisson ne devrait contenir aucun microorganisme pathogène. Il est réaliste de s'attendre à ce que, même en cas d'épidémie dans une population dont les eaux usées peuvent contaminer

la source d'eau brute, les effets combinés du traitement des eaux usées, de la purification naturelle dans les eaux réceptrices et du traitement de l'eau seront tels que des flambées de maladies soient peu probables.

5. Les activités récréatives comportant un contact primaire avec les eaux de surface comportent un risque accru d'infections et d'irritations de la peau, des oreilles, du nez et des voies respiratoires supérieures. Il n'existe pas de preuve directe que des déversements aient causé des maladies sauf lorsqu'ils sont fortement contaminés par des excréments humains ou pendant des épidémies.

6. Depuis 1900, la fièvre typhoïde, la gastro-entérite d'étiologie inconnue et l'hépatite infectieuse ont représenté plus de 90 pour cent des flambées de maladies causées par des mollusques. Les organismes qui causent des maladies proviennent nettement de la pollution engendrée par des excréments, toutefois, les bactéries indicatrices de la présence d'excréments humains ne permettent pas de prédire dans quelle mesure la population risque de contracter ces maladies moins fréquentes.

7. Les données dont nous disposons portent à croire que l'épandage des eaux usées sur le sol n'est pas un mode important de transmission des maladies au Canada. On prévoit que le recours à ce mode de rejet va s'intensifier et que par conséquent, la population en général sera davantage exposée à des terres ou des récoltes irriguées par des eaux usées. Il faudra donc étudier plus à fond les effets sur la santé des humains de l'épandage sur le sol des eaux usées.

8. Les résultats de recherches et les données épidémiologiques que nous possédons ne prouvent pas de façon concluante qu'une exposition aux carbures halogéné en faible concentration dans l'eau représente un risque important pour la santé. Toutefois, tout mode de déversement qui augmente de façon significative la charge en composés organiques d'une réserve d'eau, présente un risque pour la santé des humains et à ce titre, il doit faire l'objet d'une surveillance ou n'être utilisé que de façon restreinte en attendant une évaluation plus poussée des risques.

7.1.3 Désinfection des eaux usées et effet sur l'environnement

1. Au Canada, l'absence de rapports au sujet de destructions massives de poissons par suite de rejets de chlore résiduel dans les eaux ne signifie pas nécessairement qu'il n'y a pas de destructions de ce genre ou que les poissons n'ont pas été chassés de leur habitat par de tels rejets. Des études en laboratoire et des études contrôlées sur le

terrain ont révélé de nombreux effets nocifs qui se font probablement sentir dans l'environnement, mais qui n'ont pas été signalés dans des écrits.

2. Des concentrations de chlore résiduel d'à peine 0,02 mg/L sont très toxiques pour certains organismes marins et d'eau douce. On a observé des cas d'intoxication chronique avec des concentrations de chlore résiduel de l'ordre de 0,001 mg/L. Des résultats de recherches montrent que les effets biologiques d'une exposition à des effluents chlorés varient suivant les espèces aquatiques, la qualité de l'eau (eau douce ou eau salée) et les caractéristiques de l'effluent rejeté.

3. Certaines espèces de poissons vont éviter de fréquenter les eaux réceptrices douces ou salées qui contiennent du chlore résiduel et se comportement ne peut être attribué à un code précis. Lorsque cela se produit, ce comportement peut:

   a) entraîner une réduction de l'étendue de l'habitat disponible;
   b) provoquer un déplacement vers des habitats moins favorables et un effet ultérieur sur la productivité;
   c) nuire à la migration des poissons.

4. Les recherches sur les effets des composés organochlorés sur les organismes aquatiques (d'eau douce et d'eau salée) sont assez limitées. On a étudié la toxicité de divers composés organochlorés et de mélanges de ces composés pour plusieurs espèces d'animaux aquatiques. Il est impossible de tirer des conclusions sur l'effet global des composés organochlorés résultants de la désinfection des eaux usées sur les organismes aquatiques tant qu'on n'aura pas effectué plus de recherches.

5. On s'est peu intéressé à l'effet des composés organochlorés sur le sol lorsqu'on y déverse des eaux usées pour s'en débarrasser ou pour l'irrigation. La fixation des contaminants organiques dans le sol et la végétation ou leur captation directe par des animaux de même que l'infiltration des produits organiques dans les eaux souterraines sont des domaines de recherches qu'il faudrait explorer davantage.

7.2 Recommandations

Les effluents des municipalités sont une source identifiable de contamination microbiologique qui peut représenter une menace directe ou indirecte pour la santé des humains. Bien sûr, l'environnement naturel permet d'atténuer quelque peu cette menace. Les procédés de désinfection utilisés pour atténuer la contamination microbienne peuvent eux-mêmes créer de nouveaux dangers pour la santé des humains ou engendrer des

réactions nocives inportantes dans le milieu aquatique. Il est difficile pour des directives universelles de résoudre efficacement ce conflit apparent, c'est pourquoi il est recommandé d'essayer de trouver des solutions spécifiques pour chaque endroit.

Voici quelques recommandations générales au sujet de l'évaluation des cas suivant l'endroit.

1. Il faut juger du rejet dans des eaux de surface d'effluents urbains contaminés par des microorganismes en fonction de l'utilisation que l'on fait ou que l'on envisage de faire des eaux réceptrices, du risque que cela peut présenter pour la santé publique et de l'existence d'autres sources de contamination.

2. Lorsqu'un danger possible a été repéré, le choix des procédés de traitement des eaux usées, la surveillance des opérations des installations de traitement et l'emplacement des émissaires d'effluents doivent viser la protection tant de la santé des humains que de l'environnement.

3. Lorsqu'on a constaté la nécessité de désinfecter les eaux usées dans un endroit quelconque, il faut chercher à prévoir les effets des résidus et des sous-produits du désinfectant sur l'écosystème aquatique, et s'il y a lieu, appliquer les mesures correctives qui s'imposent.

4. Lorsqu'il est nécessaire de désinfecter des eaux, il faut le faire de manière à éliminer efficacement le danger décelé pour la santé des humains.

On trouvera dans la Section 5 du présent rapport une description détaillée d'une stratégie pouvant être utilisée pour appliquer ces recommandations générales.

Voici les recommandations particulières du Groupe de travail.

5. Il faut recueillir des données sur la conception, le fonctionnement et le contrôle des systèmes de traitement des eaux usées et des procédés de chloration et de déchloration et en assurer la diffusion afin d'améliorer la désinfection des eaux usées sur les plans de la pratique et des critères.

6. Les quelques recherches qui ont été faites dans ce domaine semblent prouver qu'il est possible d'obtenir régulièrement des effluents dans lesquels la numération des coliformes totaux est de 2500/100 mL et la numération des coliformes fécaux est de 200/100 mL en appliquant convenablement les techniques de chloration courantes avec de faibles doses. Le Groupe de travail considère qu'il est raisonnable de viser ces paramètres bactériologiques pour une désinfection efficace. Les exigences en

matière de désinfection de l'effluent seront toutefois dictées par des caractéristiques locales et des utilisations particulières de l'eau.

7. Dans un effluent désinfecté, les limites bactériologiques visées doivent être en corrélation avec les doses de désinfectant appliquées ou les résidus aux fins du contrôle opérationnel. Si une dose de chlore de 25 mg/L ou une teneur en chlore résiduel total de 2,5 mg/L à la fin de la période de contact ne permettent pas d'atteindre les concentrations visées, il faut améliorer les procédés de prétraitement ou le système de désinfection.

8. Les limites bactériologiques visées pour les effluents d'eaux usées doivent être comparées de temps à autre avec les numérations de bactéries pathogènes et de virus pour s'assurer que le processus de désinfection permet une destruction efficace des espèces de microorganismes en question.

9. Il faut surveiller régulièrement les eaux réceptrices pour s'assurer que leur qualité bactériologique est satisfaisante. Le programme de surveillance doit comprendre des analyses pour le dépistage des bactéries pathogènes et des virus, effectuées de temps à autre afin d'établir des rapports dans le temps et de déterminer les tendances ainsi que les problèmes susceptibles de se poser.

10. Des analyses épidémiologiques et microbiologiques des eaux utilisées à des fins récréatives et pour la culture des mollusques doivent être entreprises dans le but de formuler des critères relatifs aux effets sur la santé.

11. Les recherches relatives aux dangers, que l'ingestion de certaines quantités de substances chimiques organiques retrouvées dans les approvisionnements d'eau potable peuvent présenter pour les humains doivent être poursuivies avec la mise au point de systèmes de collecte des données et de techniques d'analyses améliorées ainsi que de bons protocoles d'études épidémiologiques.

12. Un système national de déclaration des épidémies de maladies véhiculées par l'eau doit aussi être mis au point pour servir de source de référence sûre pour le Canada.

13. Les organismes chargés de la gestion des ressources et de l'environnement doivent continuer à établir des dossiers sur des cas particuliers et des évaluations locales pour illustrer l'effet nocif des effluents désinfectés sur les organismes aquatiques.

14. Les organismes fédéraux et provinciaux doivent entreprendre ou financier des recherches concernant les conséquences de la désinfection des eaux usées pour les

humains et l'environnement afin d'élaborer une politique uniforme reposant sur des données scientifiques. Le Groupe de travail a déterminé les domaines à explorer, soit la recherche et la formulation de normes microbiologiques reposant sur des données scientifiques pour la protection de la santé des humains, les possibilités de survie et de reprise de la multiplication des organismes pathogènes dans le milieu, la formation de produits chimiques toxiques au cours de la désinfection des eaux usées, d'autres solutions que la chloration pour la désinfection des eaux usées, le facteur R de résistance transférable chez les pathogènes, la survie de microorganismes indicateurs et pathogènes dans les bassins de stabilisation, l'efficacité de la chloration dans l'élimination des virus, des méthodes de dépistage des virus et des parasites et la mise au point d'appareils et de méthodes fiables pour le dosage de faibles concentrations de chlore résiduel, le recours aux bassins de stockage pour la déchloration des effluents d'eaux usées et l'optimisation de la désinfection des effluents primaires.

15. Une organisation permanente formée de fonctionnaires fédéraux et provinciaux oeuvrant dans des organismes responsables de l'environnement et de l'hygiène publique doit être mise sur pied pour identifier, coordonner et surveiller les besoins en matière de recherche ayant trait à la désinfection des eaux usées et établir des priorités ainsi que pour diffuser les résultats des recherches en vue d'en faire l'application au Canada. Des ministères (par exemple, Santé et Bien-être social Canada et Environnement Canada) devraient assumer la gestion de ce programme, et le groupe fédéral-provincial envisagé, agirait à titre de conseiller technique.

BIBLIOGRAPHIE

Akin, E.W., Benton, W.H. et W.F. Jr. (1971). Enteric Viruses in Ground and Surface Waters. Compte rendu de la 13e conférence sur la qualité de l'eau, University of Illinois, Urban, Ill.

Arthur, J.W. (1971). Rapport provisoire. National Water Quality Laboratory, U.S. E.P.A., Duluth, Minnesota.

Arthur, J.W. et Eaton, J.G. (1971). Choramine Toxicity to the Amphipod, Gammarus pseudolimnaeus, and the Fathead Minnow Pimephales promelas. J. Fish. Res. Bd. Canada, Vol. 28, p. 1841.

Arthur, J.W. et coll. (1975). Comparative Toxicity of Sewage Effluent Disinfection to Freshwater Aquatic Life. EPA, Duluth, Minnesota. EPA-600/3-75-012.

Associated Engineering Services Ltd. (1978). Potential Impact of Wastewater from Communities on the Laird, Peel and MacKenzie Rivers. Report for Dept. of Local Government, Territoires du Nord-Ouest, Yellowknife, T.N.-O.

Associated Engineering Services Ltd. (1980). Environment Effects of Domestic Discharges to marine Arctic Waters. Report for Dept. of Local Government, Territoires du Nord-Ouest, Yellowknife, T.N.-O.

B.C. Research (1971). Microbiological Characteristics of Pulp and Paper Mill Effluents. Rapport provisoire au 31 octobre 1971. Environnement, Service canadien des forêts, Rapport de projet 32-1.

Basch, R. (1972). Toxicity of Chlorinated Municipal Wastes to Fish: An Evaluation Based on Michigan Field Data. Michigan Water Resources Commission.

Bass, M.L. et coll. (1977). Histopathological Effects of Intermittent Exposure on Bluegill (Leponis macrochirus) and Rainbow Trout (Salmo gairdneri). Water Resources, Vol. II, pp. 731-735.

Bauer, R.R. (1972). History and Background on Occurence of Fecal Coliforms in Industrial Wastes. Seminar Proceedings: The Significance of Fecal Coliform in Industrial Wastes, R.H. Bordner and R.J. Carroll, Eds., National Field Investigations Center, Denver, Colorado.

Beiderbeck, V.O. (1980). Decontamination of Cereal and Oilseed Crops. 1979 Annual Report on Large-Scale Crop Irrigation with Sewage Effluent at Swift Current, Saskatchewan. Ministère de l'Agriculture du Canada.

Bell, J.B. (1979). Survival and Regrowth of Pathogens in Aquatic Environments after Effluent Disinfection. EPS Western and Northern Region, Rapport inédit.

Bell, J.B. et coll. (1979). The Microbiology of the Red River in Manitoba, Canada. Environnement Canada, Région du Nord, EPS-5-NW-79-3.

Bell, J.B., MacRae, W.R. et Elliott, G.E. (1980). Incidence of R-Factors in Coliform, Fecal Coliform and Salmonella Populations of the Red River in Canada. Applied and Environmental Microbiology, Vol. 40, Nº. 3, pp. 486-491.

Bell, J.B., MacRae, W., Zaal, J.F.J. et Vandenpost, J.M. (1978). The Growth Patterns of Some Enteric Bacteria in a Kraft Pulp Mill Domestic Sewage Combined Treatment System. Exposé présenté lors de la Conférence sur l'environnement de l'A.C.P.P.P., 1978, A.C.P.P.P., Montréal, Québec.

Bellair, J.T. et coll. (1977). Significance of Diurnal Variations in Fecal Coliform Die-Off Rates in the Design of Ocean Outfalls. Journal WPCF, pp. 2022-2030.

Bellanca, M.A. et Bailey, D.S. (1975). A Case History of Some Effects of Chlorinated Effluents on the Aquatic Ecosystem in the Lower James River in Virginia. Présenté lors de la 45e conférence annuelle de la WPCF, Miami Beach.

Bellar, T.A. et coll. (1974). The Occurence of Organohalides in Chlorinated Drinking Waters. Journal AWWA, Vol. 66, pp. 703-706.

Berg, G. (1971). Viruses and Water Quality Occurence and Control. Compte rendu de la 13e conférence sur la qualité de l'eau, University of Illinois, Urban, Ill.

Berg, G. (Ed.) (1978). The Indicator System. Indicators of Viruses in Water and Food. pp. 1-13. Ann Arbor Science, Michigan.

Berg, J.D., Aieta, E.M. et Roberts, P.V. (1980). Comparison of Viral and Bacterial Indicators of Disinfection in Wastewater with Chlorine Dioxide and Chlorine. Water Chlorination Environmental Impact and Health Effects, Vol. 3; R.L. Jolley, W.A. Brungs and R.B. Cumming, Eds., Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan.

Berg, G., Dahling, D.R., Brown, G.A. et Berman, D. (1978). Validity of Fecal Coliforms, Total Coliforms, and Fecal Streptococci as Indicators of Viruses in Chlorinated Primary Sewage Effluents. Appl Envir. Microbiol., Vol. 36, pp. 880-884.

Berg, G. et Metcalf, T.G. (1978). Indicators of Viruses in Waters. Indicators of Viruses in Water and Food. G. Berg, Ed., Ann Arbor Science, Michigan.

Black, S.A. et Vajdic, A.H. (1979). Microbial Reductions during Lagoon Treatment of Sewage. A Position Paper on Disinfection of Sewage Plant Effluents, Part III. Pollution Control Branch, ministère de l'Environnement de l'Ontario.

Bogardus, R.B. et coll. (1975). The Avoidance Responses of Selected Wabash River Fishes to Monochloramine. Rapport technique WAPORA, Inc., Washington, D.C.

Bogardus, R.B. et coll. (1978). Avoidance of Monochloramine Test Tank Results for Rainbow Trout, Coho Salmon, Alewife, Yellow Perch and Spottail Shiner. Water Chlorination Environment Impact and Health Effects, Vol. 2. R.L. Jolley, H. Gorchev and D.H. Hamilton, Jr., Eds., Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan.

Bohin, P. (1980). Chlorine demande in raw sewage. Note de service interne. Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto, Ontario.

Bonner, R.F., Mevesz, O., Shushan, B., Sakuma, T. (1979). The Aqueous Chlorination of Biphenyal-Possibilities for PCB Production in Sewage Treatment Plants. Trace Contaminants Section, Laboratory Services Branch, ministère de l'Environnement de l'Ontario, OTC Report 7901.

Borchardt, J.A., Cleland, J.K., Redman, W.J. et Oliver, G. (Éds.) (1977). Viruses and Trace Contaminants in Water and Wastewater. Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan.

Bowles, D.S., Middlerbrooks, E.J. et Reynolds, J.H. (1979). Coliform Decay Rates in Waste Stabilization Ponds. Journal WPCF, Vol. 5(1), pp. 91-99.

Brandes, M. (1978). Accumulation Rate and Characteristics of Septic Tank Sludge and Septage. Journal WPCF, Vol. 50, pp. 936-943.

Braude, G.L. et coll. (1978). Use of Wastewater on Land-Food Chain Concerns. Land Treatment of Wastewater, Vol. 1. International Symposium. U.S. Army Corps of Engineers, Cold Regions Research and Engineering Laboratory, Hanover, N.H.

Brezenski, F.T., Russomanno, R. et DeFalco, P., Jr. (1965). The Occurrence of Salmonella and Shigella in Post-Chlorinated and Non-Chlorinated Sewage Effluents and Receiving Waters. Health Lab. Sci., Vol. 2, No. 1, p. 40.

Brook, A.J. et Baker, A.L. (1972). Chlorination at Power Plants: Impact on Phytoplankton Activity. Science, Vol. 176, pp. 1414-1415.

Brooks, A.S. et Seegart, G.L. (1977a). The effects of Intermittent Chlorination on the Biota of Lake Michigan. Center for Great Lakes Studies, University of Wisconsin, Milwaukee, Wisconsin. Rapport spécial, nº 31.

Brooks, A.S. et Seegart, G.L. (1977b). The Effects of Intermittent Chlorination on Rainbow Trout and Yellow Perch. Trans. Am. Fish. Soc., Vol. 106, pp. 278-286.

Brungs, W.A. (1973). Effects of Residual Chlorine on Aquatic Life. Journal WPCF, Vol. 45, No. 10, pp. 2180-2193.

Brungs, W.A. (1976). Effects of Wastewater and Cooling Water Chlorination on Aquatic Life. E.P.A. Research Laboratory, Duluth, Minnesota. EPA-600/3-76-098.

Bryan, F.L. (1974). Disease Transmitted by Foods Contaminated with Wastewater. Compte rendu du symposium sur "Wastewater Use in the Production of Food and Fiber." EPA 660/2-74-041.

Buckley, J.A. (1976). Heinz Body Hemolytic Anemia in Coho Salmon (Oncorhynchus kisutch) Exposed to Chlorinated Wastewater. J. Fish. Res. Bd. Canada, Vol. 34, pp. 215-224.

Burgh, W.D. et coll. (1980). Movement of Pathogenic Organisms from Waste Applied to Agricultural Lands. P. 22. In: Environmental Impact of Nonpoint Source Pollution. M.R. Overcash and J.M. Davidson (Ed.). Ann Arbor Science.

Burrows, R.E. (1964). Effects of Accumulated Excretory Products on Hatchery reared Salmonids. Bureau Sport Fish. Wildlife, Res. Report 66.

Buxton, G.V. (1975). Effluent Standards for Municipal Treatment Plants and Storm Overflows in Canada. Compte rendu du Workshop on Design-Operation Interactions at Large Wastewater Treatment Plants, I.A.W.P.R., Vienne, Autriche.

Cabelli, V.J. (1978). New Standards for Enteric Bacteria. Water Pollution Microbiology, Vol. 2, R. Mitchell, Ed. John Wiley and Sons, New York, N.Y.

Cabeli, V.J. et coll. (1975). Temperature Influence on Chemical Toxicity to Aquatic Organisms. Journal WPCF, Vol. 47, p. 267.

Cabelli, V.J. et coll. (1975a). The Development of Criteria for Recreational Waters. Discharge of Sewage from Sea Outfalls. Pergamon Press, London.

Cabelli, V.J. et coll. (1975b). Relationship of Microbial Indicators to Health Effects at Marine Bathing Beaches. Réunion annuelle de l'APHA, Chicago, Ill.

Cabelli, V.J. et coll. (1976a). Pseudomonas aeruginosa - Fecal Coliform Relationships in Estuarine and Fresh Recreation Waters. Journal WPCF, Vol. 48, pp. 367-376.

Cabelli, V.J. et coll. (1976b). The Impact of Pollution on Marine Bathing Beaches. Amer. Soc. Limnol. and Oceanogr. Spec. Sym. 2, p. 424.

Cairns, J. et coll. (1975). Temperature Influence on Chemical Toxicity to Aquatic Organisms. Journal WPCF, Vol. 47(2), pp. 267-280.

Cairns, V.W. et Conn, K. (1979). Acute Lethality of Wastewater Disinfection Alternatives to Juvenile Rainbow Trout. Accord Canada-Ontario sur la qualité de l'eau des Grands Lacs, Rapport de recherche nº 92.

Canada (1978). Inventaire national des équipements en eaux municipales du Canada, 1977. Approvisionnement et Services Canada, nº de catalogue; Em 44-10/1977.

Canada (1981). Inventaire national des équipements en eaux municipales du Canada 1979. Ébauche de rapport.

Rapport hebdomadaire des maladies au Canada (1981a). Sommaire des maladies à déclaration obligatoire. Vol. 7-2, pp. 8-9.

Rapport hebdomadaire des maladies au Canada (1981b). Données de surveillance pour certaines maladies. Vol. 7-40, p. 204.

Accord Canada-Ontario (1978a). Microbiological Characteristics of Urban Storm Water Runoffs in Central Ontario. Compilation de trois rapports préparés pour les projets No 75-3-24, 74-8-25 et 76-8-41. Rapport de recherche nº 87.

Accord Canada-Ontario (1978b). Sources of Metals and Metal Levels in Municipal Wastewaters. Rapport de recherche nº 80.

Accord Canada-Ontario (1980). Manual of Practice of Urban Drainage. Rapport de recherche nº 104.

Cappuzzo, J.M. et coll. (1976). Combined Toxicity of Free Chlorine, Chloramine and Temperature to Stage I Larvae of the American Lobster, Homarus americanus. Water Research, Vol. 10, pp. 1093-1099.

Carpenter, E.J. et coll. (1972). Cooling Water Chlorination and Productivity of Entrained Phytoplankton. Marine Biology, Vol. 16, pp. 37-40.

Centre for Disease Control (1975). Outbreak of Gastrointestinal Illness at Crater Lake National Park - Oregon. Morb. Mort. Weekly Report. Vol. 24, No. 28, p. 287.

Centre for Disease Control (1976). Food and Waterborne Outbreaks: Annual Survey 1975. Publication 76-8185.

Centre for Disease Control (1977a). Reported Morbidity and Mortality in the U.S., 1976. Public Health Service, Atlanta, Ga.

Centre for Disease Control (1977b). Leptospirosis - United States, Morb. Mort. Weekly Report, Vol. 26(4), p. 21. Public Health Science, Atlanta, Ga.

Centre for Disease Control (1978). Waterborne Campylobacter Gastroenteritis -Vermont. Morb. Mort. Weekly Report, Vol. 27(25).

Chamut, P.S. (1981). Communication personnelle. Direction générale de la gestion de l'habitat du poisson. Pêches et Océans Canada.

Chaney, R.L. et Lloyd, C.A. (1979). Adherence of Spray-Applied Liquid Digested Sludge to Tall Fescue. Journal of Env. Ouality, Vol. 8(3), p. 407.

Clarke, N.A., Berg, G., Kabler, P.W. et Chang, S.L. (1964). Human Enteric Viruses in Water: Source, Survival and Removability. Advances in Water Pollution Research, Vol. 2, p. 523.

Clarke, N.A. et coll. (1961). Removal of Enteric Viruses from Sewage by Activated Sludge Treatment. American Journal of Public Health, Vol. 51, p. 1118.

Clarke, N.A. et coll. (1964). Human Enteric Viruses in Water: Source, Survival and Removability. Advances in Water Pollution Research, W.W. Eikenfelder, Ed., Pergamon Press, London.

Clarke, N.A. et Kabler, P.W. (1954). The Inactivation of Purified Coxsackie Virus in Water by Chlorine, Am. Jounal Hyg., Vol. 59, pp. 119-127.

Clarke, R. McV. et coll. (1977). The Effect of Chlorination on the Acute Lethal Toxicity of Winnipeg Municipal Wastes. Fisheries and Marine Service, Environnement Canada. Rapport technique nº 712.

Cleere, R.L. (1960). Résumé of Swimming Pool Granuloma. The Sanitarian, Vol. 23, p. 105.

Cliver, D.O. (1980). Agricultural Crops: Pathogens. Sludge-Health Risks of Land Application. G. Bitton et coll., Eds., Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan.

Cohen, J., Schwartz, T. et Klasmer, R. (1971). Epidemiological Aspects of Cholera: El Tor Outbreak in a Non-Epidemic Area. Lancet, Vol. 2, pp. 86-89.

Collins, H.F. et Deaner, D.G. (1973). Sewage Chlorination Versus Toxicity - A Dilemma? Journal Env. Eng. Div., Vol. 99, p. 761.

Cooper, R.C. et coll. (1974). Virus Survival in Solid Waste Treatment Systems. Published in Virus Survival in Water and Wastewater Systems. J.F. Malina and B.P. Sagik, Eds., University of Texas at Austin.

Craun, G.F. (1974). Microbiology - Waterborne Outbreaks. Journal WPCF, Vol. 46(6), pp. 1384-1393.

Craun, G.F. (1979). Disease Outbreaks caused by Drinking Water. Journal WPCF, Vol. 51, No. 6, pp. 1751-1759.

Craun, G.F. et McCabe, L.J. (1973). Review of the Causes of Waterborne-Disease Outbreaks. Journal AWWA, Vol. 65, pp. 74-84.

Craun, G.F., McCabe, L.J. et Hughes, J.M. (1976). Waterborne Disease Outbreaks in the United States 1971-1974. Journal AWWA, Vol. 68, pp. 420-424.

Crites, R.W. and Uiga, A. (1979). An Approach for Comparing Health Risks of Wastewater Treatment Alternatives. U.S. E.P.A. Report EPA 43019-79-009.

Dacre, J.C. (1980). Potential Health Hazards of Toxic Organic Residues in Sludge. Sludge-Health Risks of Land Application. G. Bitton and coll., Eds., Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan.

Davenport, C.V. et coll. (1976). Fecal Indicator Bacteria Persistence Under Natural Conditions in an Ice-Covered River. Applied and Environmental Microbiology, Vol. 32(4), pp. 527-536.

Davis, W.P. et Middaugh (1978). A Review of the Impac of Chlorination Processes upon Marine Ecosystems: Update 1977. Water Chlorination Environmental Impact and Health Effects, Vol. 1. R.L. Jolley, Ed., Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan.

Dawson R.N. et coll. (1973). Sewage Lagoon Systems. Supplement to the report "Management of Wast from Arctic and Sub-Arctic Work Camps". Environmental Social Committee on Northern Pipelines, Rapport No. 73-19.

Dearborne (1976). Analysis of Steam-Electric Generations Station Inventory Data. Dearborne Environmental Consulting Services, Mississauga, Ontario.

Denis, F.A. et coll. (1974). Coxsackie A16 Infection from Lake Water. Journal A.M.A., Vol. 228, p. 1370.

Diesch, S.L. et McCulloch, W.F. (1966). Isolation of pathogenic Leptospires from Waters Used for Recreation. Public Health Reports, Vol. 81, No. 4, pp. 299-304.

Dixon, F.R. et McCabe, L.S. (1964). Health Aspects of Wastewater Treatment. Journal WPCF, Vol. 36, p. 39.

Dornan, J. (1979). Communication personnelle. Statistique Canada, Division des industries manufacturières et primaires.

Dufour, A.P. et Cabelli, V.J. (1975). Membrane Filter Procedure for Enumerating the Component Genera of the Coliform Group in Seawater. Applied Microbiology, Vol. 29, p. 826.

Dufour, A.P. et Cabelli, V.J. (1976). Characteristics of Klebsiella from Textile Finishing Plant Effluents. Journal WPCF, Vol. 48, pp. 872-879.

Dupont, H.L. et coll. (1971). Pathogenesis of Escherichia coli Diarrhea. New England Journal of Medicine, Vol. 285, pp. 1-9.

Dutka, B.J. et Bell, J.B. (1973). Isolation of Salmonellae from Moderately Polluted Waters. Journal WPCF, Vol. 45, N°. 1, p. 316.

Englebrecht, R.S. et coll. (1974). Biological Properties of Sanitary Landfill Leachate. Virus Survival in Water and Wastewater Systems. J.F. Malina and B.P. Sagik, Eds., University of Texas at Austin.

Environmental Protection Agency (1976). Land Treatment of Municipal Wastewater Effluents: Design Factors - 1. EPA Technology Transfer Seminar Publication.

Environmental Protection Agency (1977). Process Design Manual for Land Treatment of Municipal Wastewater. EPS 625/1-77-008.

Environmental Protection Agency (1978). Human Viruses in the Aquatic Environment: A Status Report with Emphasis on the EPA Research Program. Report to Congress, EPA-570/9-78-006.

Environmental Protection Agency (1979). Waterborne Transmission of Giardiasis. Compte rendu du Symposium parrainé par le Municipal Environmental Research Laboratory. EPA-600/9-79-001.

Service de la protection de l'environnement (1976). A Bacteriological Investigation of Meat and Poultry Packing Plant Effluents with particular Emphasis on Salmonella. Direction générale de la pollution des eaux. Economic and Technical Review, Rapport EPS-3-EP-76-9.

Service de la protection de l'environnement (1978a). Wastewater Disinfection in Canada. Direction générale de la pollution des eaux, Economic and Technical Review, Report EPS-3-WP-78-4.

Service de la protection de l'environnement (1978b). Disinfection of Poultry Packing Plant Effluents Containing Salmonella. Direction générale de la pollution des eaux, Economic and Technical Review, Rapport EPS-3-WP-78-9.

Service de la protection de l'environnement (1980). Rideau River Water Quality and Stormwater Monitor Study, 1979. Laboratory Services, Ontario Region MS Rapport Nº. OR-29.

Eyman, L.D. et coll. (1975). Sublethal Effects of 5-Chlorouracil on Carp (Cyprinus carpio) Larvae. J. Fish. Res. Bd. Canada, Vol. 32, pp. 2227-2229.

Farrington, J., Murray, N.A. et Jeffries, M. (1960). Swimming Pool Granuloma. Journal of Fla. Med. Assoc., Vol. 47, p. 400.

Finlayson, B.J. et Hanson, R.D. (1978). Comparison of Acute Toxicity of Chlorinated Effluents from Optimized and Existing Facilities. Compte rendu du National Symposium on Progress in Wastewater Disinfection Technology. EPA 600/9-79-018.

Foster, D.H. et Engelbrecht, R.S. (1973). Microbial Hazards in Disposing of Wastewater on Soil. Recycling Treated Municipal Wastewater and Sludge Through Forest and Cropland. W.E. Sopper and L.T. Kardos, Eds., The Pennsylvania State University Press.

Franzmathes, J.R. (1970). Bacteria and Lagoons. Water and Sewage Works, Vol. 117(3), pp. 90-92.

Gaffney, P.E. (1977). Chlorobiphenyls and PCB's - Formation During Chlorination. Journal WPCF, Vol. 49, pp. 401-404.

Gallagher, T.P. et Spino, D.F. (1968). The Significance of Number of Coliform Bacteria as an Indicator of Enteric Pathogens. Water Research, Vol. 2, pp. 169-175.

Galtsoff, P.S. (1946). Reaction of Oysters to Chlorination. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C. Rapport de recherche nº 11.

Gan, H. et Chen, C.L. (1978). Dechlorination of Wastewater: State-of-the-Art Field Survey and Pilot Plant Studies. Compte rendu du National Symposium on Progress in Wastewater Disinfection Technology. EPA 600/9-79-018.

Gann, J.D., Colier, R.E. et Lawrence, C.H. (1968). Aerobic Bacteriology of Waste Stabilization Ponds. Jour. Water Poll. Control Fed., Vol. 40(2), pp. 185-191.

Gehrs, C.W. et coll. (1974). Effects of Stable Chlorine-Containing Organics on Aquatic Environments. Nature, Vol. 249, pp. 675-676.

Gehrs, C.W. et Southworth, G.R. (1978). Investigating the Effects of Chlorinated Organics. Water Chlorination Environmental Impact and Health Effects, Vol. 1, R.L. Jolley, Ed., Ann Arbor Science Publishers, Inc., Ann Arbor, Michigan.

Geldreich, E.E. (1970). Applying Bacteriological Parameters to Recreational Water Quality. Journal AWWA, Vol. 62, p. 113.

Geldreich, E.E. (1972). Waterborne Pathogens. Water Pollution Microbiology, Vol. 1, R. Mitchell, Ed., Wiley-Interscience, Toronto.

Geldreich, E.E., Clark, H.F. et Huff, C.B. (1964). A Study of Pollution Indicators in a Waste Stabilization Pond. Jour. Water Poll. Control Fed., Vol. 36-11, pp. 1372-1379.

Geldreich, E.E. et Kenner, B.A. (1969). Concepts of Fecal Streptococci in Stream Pollution. Journal WPCF, Vol. 41, p. R336.

Geldreich, E.E. et Van Donsel, D.J. (1970). Salmonella in Fresh Water Pollution. Proceedings of the National Specialty Conference on Disinfection. American Society of Civil Engineers, New York, N.Y.

General Accounting Office (1977). Unnecessary and Harmful Levels of Domestic Sewage Chlorination Should Be Stopped. Report to the Congress by the Comptroller General of the United States. CED-77-108.

Gentile, J.H.S. et coll. (1973). The Use of ATF in the Evaluation of Entrainment. Environmental Research Laboratory, U.S. EPA. Narrangansett, R.I.

Gentile, J.H.S. et coll. (1976). Power Plants, Chlorine and Estuaries. U.S. EPA. EPA-600/3-76-055.

Gerba, C.P., Wallis, C. et Melnick, J.L. (1975). Viruses in Water: The Problem, Some Solutions. Environmental Science and Technology, Vol. 9, n° 13, pp. 1122-1126.

Gibson, C.I. et coll. (1980). Bioaccumulation and Depuration of Bromoform in Five Marine Species. Water Chlorination Environmental Impact and Health Effects, Vol. 3. R.L. Jolley, W.A. Brungs and R.B. Cumming, Eds., Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan.

Glaze, W.H. et coll. (1973). Analysis of Organic Materials in Wastewaters After Chlorination. J. Chromatographic Science, Vol. 11, pp. 580-584.

Glaze, W.H. et coll. (1978). Analysis of New Chlorinated Organic Compounds Formed by Chlorination of Municipal Wastewater. Water Chlorination Environmental Impact and Health Effects, Vol. 1, R.L. Jolley, Ed., Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan.

Glaze, W.H. et Henderson, J.E. (1975). Formation of Organochlorine Compounds from the Chlorination of a Municipal Secondary Effluent. Journal WPCF, Vol. 47, pp. 2511-2515.

Gorgach, S.L. et coll. (1975). Travellers Diarrhea and Toxigenic Escherichia coli. New England Journal of Medicine, Vol. 292, pp. 933-936.

Gordon, R.C. (1972). Winter Survival of Fecal Indicator Bacteria in a Subarctic Alaskan River. EPA-R2-72-013.

Grabow, W.O.K. et coll. (1974). Review Paper Drug Resistant Coliforms Call for Review of Water Quality Standards. Water Research, Vol. 8, pp. 1-9.

Grabow, W.O.K. et coll. (1975). Drug Resistant Coliforms Call for Re-evaluation of Water Quality Standards. Water Pollution Control. South African Branch, pp. 217-224.

Grabow, W.O.K. et coll. (1978). Water Quality Implications of Resistance Factors in Enterobacteriaceae. Exposé présenté lors du colloque sur les Microbiological Indicators of Pollution and Health Hazards, Sao Paulo, Brésil.

Graham, H.J. et Hunsinger, R.B. (1974). Phosphorous Removal in Seasonal Retention Lagoons by Batch Chemical Precipitation. Ministère de l'Environnement de l'Ontario COA Rapport 13.

Gregg, G.C. (1974). The Effects of Chlorine and Heat on Selected Stream Invertebrates. Thèse de doctorat. Virginia Polytechnic Institute and State University. Blacksburg, Virginia.

Grossnickle, N.E. (1974). The Acute Toxicity of Residual Chloramine to Rotifer Keratella cochlearis and the Effect of Dechlorination With Sodium Sulfite. Thèse de maîtrise. Université du Wisconsin - Milwaukee. Milwaukee, Wisconsin.

Hamilton, D.H. et coll. (1970). Power Plants: Effects of Chlorination on Estuarine Primary Productivity. Science, Vol. 169, pp. 197-198.

Hansen, P.G. et coll. (1977). Fresh Water Wound Due to Aeromonas hydrophila. Journal A.M.A., Vol. 238, p. 1053.

Harrison, R.M. et coll. (1976). Effect of Water Chlorination Upon Levels of Some Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in Water. Environmental Sci. Technology, Vol. 10, pp. 1151-1156.

Santé et Bien-être social Canada (1978). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Document préparé par le Groupe de travail sur l'eau potable.

Santé et Bien-être social Canada (1980). Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada. Groupe de travail fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail. Ébauche de rapport préparé par le Groupe de travail fédéral-provincial sur la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives.

Heath, A.G. (1977). Toxicity of Intermittent Chlorination to Freshwater Fish: Influence of Temperature and Chlorine Form. Hydrobiologia, Vol. 56, pp. 39-47.

Hirayama, K. et Hirano, R. (1970). Influence of High Temperature and Residual Chlorine on Marine Phytoplankton. Marine Biology, Vol. 7, pp. 205-213.

Ho, K.W.A. (1981). Application of Ultraviolet Disinfection in a Tertiary Wastewater Treatment Plant. Ministère de l'Environnement de l'Ontario, rapport sous presse.

Ho, K.W.A. et Bobin, P. (1981). UV Disinfection of Tertiary and Secondary Sewage Effluents. Exposé présenté lors de la Water Pollution Research Conference, Toronto.

Ho, K.W.A. et coll. (1980). Evaluation of Wastewater Disinfection Alternatives. Rapport de recherche nº 106 de la COA.

Hoadley, A.W. et Knight, D.E. (1975). Outer (External otitus) Ear Infections Among Swimmers and Non-Swimmers. Arch. Environ. Health, Vol. 30, p. 445.

Howland, R.G. et Wallce, C.J. (1980). Chlorine and Activated Carbon Treatment for Removal of Toxic Substances from Water. Water Chlorination Environmental Impact and Health Effects, Vol. 2. R.L. Jolley, H. Gorchev and D.H. Hamilton Jr., Eds., Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan.

Huntley, B.E., Jones, A.C. et Cabelli, V.J. (1976). Klebsiella Densities in Waters Receiving Wood Pulp Effluents. Journal WPCF, Vol. 48, n° 7, pp. 1766-1771.

International Joint Commission (1980a). Alternatives for Managing Chlorine Residuals: A Social and Economic Assessment. Great Lakes Water Quality Board.

International Joint Commission (1980b). Viruses - Sources and Significance of Viruses in the Water Environment. Rapport annuel 1980, Committee on the Assessment of Human Health Effects of Great Lakes Water Quality.

Isaac, R.A. et Morris, J.C. (1980). Rates of Transfer of Active Chlorine Between Nitrogenous Substrates. Water Chlorination Environmental Impact and Health Effects, Vol. 3. R.L. Jolley, W.A. Brungs and R.B. Cumming, Eds., Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan.

Iwata, Y. et Gunther, F.A. (1976). Translocation of the PCB Aroclor 1254 from Soil into Carrots under Field Conditions. Arch. of Environ. Contam. and Tox., Vol. 4, pp. 44-59.

James, W.G. (1967). Mussel Fouling and Use of Exomotive Chlorination. Chem. Ind. (London), Vol. 24, pp. 994-996.

Jewell, W.S.J. et Seabrook, B.L. (1979). A History of Land Application as a Treatment Alternative. U.S. EPA. Report EPA 43019-79-012, Washington, D.C.

Johnson, J.D. et coll. (1978). UV Disinfection of Secondary Effluent. Proc. Nat. Sym. on Prog. in Wastewater Disin. Tech. EPA-600/9-70-018.

Jolley, R.L. (1973). Chlorination Effects on Organic Constituents in Effluents from Domestic Sanitary Sewage Treatment Plants. US NTIS ORNL-TM-4290.

Jolley, R.L. (1974). Determination of Chlorine-Containing Organics in Chlorinated Sewage Effluents Coupled with ^{36}Cl Tracer - High Resolution Chromatography. Environmental Letter, Vol. 7, pp. 321-340.

Jolley, R.L. (1975). Chlorine-Containing Organic Constituents in Sewage Effluents. Journal WPCF, col. 47, pp. 601-618.

Jolley, R.L. et coll. (1975a). Analyzing Organics in Dilute Aqueous Solutions. Chemicals Technol, pp. 312-318.

Jolley, R.L. et coll. (1975b). Chlorination of Cooling Water: A Source of Chlorine Containing Organic Compounds with Possible Environmental Significance. Radioecology and Energy Resources. C.E. Cushing, Ed., Dauden, Hutchinson and Ross, Inc., Stroudsburg, Penn.

Jolley, R.L. et coll. (1978a). Chlorination of Organics in Cooling Waters and Process Effluents. Water Chlorination Environmental and Health Effects, Vol. 1. R.L. Jolley, Ed., Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan.

Jolley, R.L. et coll. (1978b). An Experimental Assessment of Haloginated Organics in Waters from Cooling Towers and Once-Through Systems. Water Chlorination Environmental Impact and Health Effects, Vol. 2. R.L. Jolley, H. Gorchev and D.H. Hamilton Jr., Eds., Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan.

Joshi, S.R., Parhad, N.M. et Rao, N.V. (1973). Elimination of Salmonella in Stabilization Ponds. Water Research, Vol. 7, pp. 1357-1365.

Jurinak, J.J. et Santillan-Medrano, J. (1974). The Chemistry and Transport of Lead and Cadmium in Soils. Utah Agricultural Experiment Station, Utah State University, Logan, p. 121.

Kabler, P. (1959). Removal of Pathogenic Microorganisms by Sewage Treatment Processes. Sewage and Industrial Wastes, Vol. 31, p. 1373.

Katz, B.M. et Harder, U.M. (1976). The Attraction of Fish. Journal WPCF, Vol. 48(3), p. 592.

Katzenelson, E., Baiam, I. et Shuval, H.E. (1976). The Risk of Communicable Disease Infection Associated with Wastewater Irrigation in Agricultural Settlements. Science, Vol. 194, p. 944.

Kay, C.W. et coll. (1977). Effectiveness of Ozonation for Viral Inactiviation. Environnement Canada, Centre canadien d'étude sur les eaux intérieures, rapport inédit.

Kelly, S.M. et Sanderson, W.W. (1960). Density of Enteroviruses in Sewage. Journal WPCF, Vol. 32, p. 1269.

Kenner, B.A. et Clark, H.P. (1974). Detection and Enumeration of Salmonella and Pseudomonas aeruginosa. Journal WPCF, Vol. 46, n° 9, p. 2163.

Keswick, B.H. et Gerba, C.P. (1980). Viruses in Groundwater. Environmental Science and Technology, Vol. 14, n° 11, pp. 1290-1297.

Kinney, E.C., Drummond, D.W. et Hanes, N.B. (1978). Effects of Chlorination on Differentiated Coliform Groups. Journal WPCF, Vol. 5, n° 10, pp. 2307-2312.

Kirk, J.R. et Mitchell, S.K. (1980). Risks and Benefits Associated with Chlorine in the Food Industry. Water Chlorination Environmental Impact and Health Effects, Vol. 3. R.L. Jolley, Ed., Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan.

Knittel, M.D. (1975). Taxonomy of Klebsiella pneumoniae Isolated from Pulp/Paper Mill Wastewater. U.S. EPA. EPA-660/2-75-024.

LaBelle, R.L. et coll. (1980). Relationships between Environmental Factors, Bacterial Indicators and the Occurrence of Enteric Viruses in Estuarine Sediments. Applied and Environmental Microbiology, Vol. 39, n° 3, pp. 558-596.

LaBelle, R.L. et Gerba, C.P. (1979). Influence of pH, Salinity and Organic Matter of the Adsorption of Enteric Viruses to Estuarine Sediment. Applied and Environmental Microbiology. Vol. 38, pp. 93-101.

Larkin, E.P. et coll. (1978). Land Application of Sewage Wastes: Potential for Contamination of Foodstuffs and Agricultural Soils by Viruses, Bacterial Pathogens and Parasites. Land Treatment of Wastewater, Vol. 2. International Symposium, Hanover, New Hampshire.

Lee, C.F. (1967). Kinetics o. Reactions between Chlorine and Phenolic Compounds. Principles and Applications of Water Chemistry. S.D. Faust and J.V. Hunter, Eds., Fourth Rudolfs Research Conference, 1965. John Wiley and Sons, Inc., New York.

Lennette, E.H. (1976). Problems Posed to Man by Viruses in Municipal Wastes. Compte rendu du Symposium sur Virus Aspects of Applying Municipal Wastes to Land, Gainesville, Florida.

Levin, M.A. et Cabelli, V.J. (1972). Membrane Filter Technique for Enumeration of Pseudomonas aeruginosa. Applied Microbiology, Vol. 24, p. 864.

Linden, D.R. et coll. (1978). Agricultural Practices Associated with Land Treatment of Domestic Wastewater. Land Treatment of Wastewater, Vol. 1. International Symposium. U.S. Army Corps of Engineers, Cold Regions Research and Engineering Laboratory, Hanover, N.H.

Liu, O.C. et McGowan, F. (1973). Effect of Chlorination on Human Enteric Viruses in Partially Treated Water form the Potomac River Estuary. U.S. Army Engineering Division, Narragansett, R.I.

Lothrop, T.L. et Sproul, O.J. (1969). High Level Inactivation of Viruses in Wastewater by Chlorination. Journal WPCF, Vol. 41, n° 4, pp. 567-575.

MacLure, K.M. et MacMahon, B. (1980). An Epidemiologic Perspective of Environmental Carcinogenesis. Epidemiologic Reviews, Vol. 2, pp. 19-48.

Mahdy, M.S. (1979). Viruses in the Water Environment: An Underestimated Problem. Journal AWWA, pp. 445-449.

Malina, J.E., Jr. (1977). The Effect of Unit Processes of Water and Wastewater Treatment on Virus Removal. Viruses and Trace Organics in Water and Wastewater, J.A. Borchardt et al, Eds., Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan.

Malina, J.F. Jr. et Sagik, B.P. (Eds.) (1974). Virus Survival in Water and Wastewater Systems. University of Texas at Austin, Water Resources Symposium, Number 7.

Marais, G.V.R. (1974). Faecal Bacterial Kinetics in Stabilization Pond. Jour. Env. Engng. Div. of Am. Soc. of Civ. Engrs., Vol. 100 (EE1), pp. 119-139.

Martens, D.W. et Servizi, J.A. (1975). Dechlorination of Municipal Sewage Using Sulphur Dioxide. International Pacific Salmon Fisheries Commission, New Westminster, C.-B., Rapport provisoire n° 32.

Martens, D.W. et Servizi, J.A. (1976). Acute Toxicity at Three Primary Sewage Treatment Plants. International Pacific Salmon Fisheries Commission, New Westminster, C.-B., Rapport provisoire nº 33.

Martineau, G. et Breton, J.P. (1972). Typhoid Epidemic in the village de Bouchette, comté de Gatineau, Québec 1971. Bulletin épidémiologique 16(4) 29.

Marzouk, Y., Goyal, S.M. et Gerba, C.P. (1980). Relationship of Viruses and Indicator Bacteria in Water and Wastewater of Israel. Water Research, Vol. 14, pp. 1585-1590.

Mathias, R.G. et coll. (1976). An Outbreak of Typhoid Fever in Eastern Ontario, Epidemiological Aspects. Ministère de la Santé, Kingston, Ontario. Rapport inédit.

Mattice, J.S. et Zittel, H.E. (1976). Site-Specific Evaluation of Power Plant Chlorination. Journal WPCF, Vol. 48, pp. 2284-2304.

McCabe, L.J. et coll. (1970). Survey of Community Water Supply Systems. Journal AWWA, Vol. 62, p. 670.

McLean, D.M. (1973). Détection et inactivation des entérovirus dans l'eau. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement C.N.R.C. nº 13079.

McLean, R.I. (1972). Chlorine Tolerance of the Colonial Hydroid, Bimeria franciscana. Chesapeake Science, Vol. 13, pp. 229-230.

McLean, R.I. (1973). Chlorine and Temperature Stress in Estuarine Invertebrates. Journal WPCF, Vol. 45, pp. 837-841.

Meckes, M.C. et Venosa, A.D. (1978). Comparison of MPN and MF Techniques of Enumerating Coliform Bacteria in Ozonated Wastewater Effluent. Compte rendu du National Symposium on Progress in Wastewater Disinfection Technology, EPA-600/9-79-018.

Medrek, T.F. et Barnes, E.M. (1962). The Distribution of Group D Streptococci in Cattle and Sheep. Journal of Applied Bacteriology, Vol. 25, p. 159.

Meldrim, J.W. et coll. (1974). The Effect of Temperature and Chemical Pollutants on the Behaviour of Several Estuarine Organisms. Ichthylogical Associates Inc., Bulletin, Vol. 11, pp. 1-129.

Meldrim, J.W. et Fava, J.A., Jr. (1977). Behaviour Avoidance Responses of Estuarine Fishes to Chlorine. Chesapeake Science, Vol. 18(1), pp. 154-157.

Melnick, J.L. (1976). Viruses in Water. Viruses in Water, G. Berg et coll., Eds., APHA, Washington, D.C.

Melsted, S.W. (1973). Soil-Plant Relationships. Proceedings of the Joint Conference on Recycling Municipal Sludges and Effluents on Land. National Association of State Universities and Land-Grant Colleges, Washington, D.C.

Menon, A.S. et Bedford, W.U. (1972). A Bacteriologial Study of the Upper Rainy River. Environnement Canada, EPS-5-WP-72-4.

Mentzing, Lars-Olof (1981). Waterborne Outbreaks of Campylobacter Enteritis in Central Sweden. The Lancet, 15 août 1981, pp. 352-354.

Meron, A., Rebhum, M. et Sless, B. (1965). Quality Changes as a Function of Time in Wastewater Stabilization Ponds. Jour. Water Poll. Control Fed., Vol. 37, Ab. 12, pp. 1657-1670.

Middaugh, D.P. et coll. (1977). Toxicity of Chlorine to Juvenile Spot, Leiostomus xanthurus. Water Resources. Sous presse.

Mitchell, R. (1972). Ecological Control of Microbial Imbalances. Water Pollution Microbiology, Vol. 1. R. Mitchell, Ed., Wiley-Interscience, Toronto.

Mitchell, R. et Morris, J.C. (1969). The Fate of Intestinal Bacteria in the Sea. Advances in Water Pollution Research, pp. 811-817.

Morris, J.C. (1967). Kinetics of Reactions Between Aqueous Chlorine and Nitrogen Compounds. Principles and Applications of Water Chemistry. S.D. Faust and J.V. Hunter, Eds., Fourth Rudolfs Research Conference 1965. John Wiley and Sons, Inc., New York.

Morris, J.C. (1975). Formulation of Haloginated Organics by chlorination of Water Supplies. U.S. EPA, Washington, D.C. EPA-600/1-75-002.

Mosely, J.W. (1966). Transmission of Viruses by Drinking Water. Transmission of Viruses by the Water Route. G. Berg., Ed., John Wiley and Sons, New York, N.Y.

Muchmore, D. et Epel, D. (1973). The Effects of Chlorination of Wastewater on Fertilization in Some Marine Invertebrates. Marine Biology, Vol. 10, pp. 93-95.

Nash, R.G. (1974). Pesticides in Soil and Water. Soil Science Society of America Inc., Madison, Wisconsin.

Nash, R.G. et Harris, W.G. (1973). Chlorinated Hydrocarbon Insecticide Residues in Crops and Soil. Journal of Env. Ouality, Vol. 2(2), pp. 269-273.

National Academy of Sciences (1972). Water Quality Criteria 1972. Environmental Protection Agency. EPA-R3-73-033.

National Technical Advisory Committee (1968). Water Quality Criteria. Federal Water Pollution Control Administration, Washington, D.C.

Neel, J.K., McDermott, J.H. et Monday, C.A., Jr. (1961). Experimental Lagooning of Raw Sewage at Fayette, Missouri. Jour. Water Poll. Control Fed., Vol. 33(6), pp. 603-641.

Nelson, K.E. et coll. (1973). An Outbreak of Leptospirosis in Washington State. American Journal of Epidemiology, Vol. 98, n° 5, pp. 336-347.

Oliver, B.G. et Cosgrove, E.G. (1975). The Disinfection of Sewage Treatment Plant Effluents Using Ultraviolet Light. Canadian Journal of Chemical Engineering, Vol. 53, pp. 170-174.

Ministère de l'Environnement de l'Ontario (1978a). Prediction of Chlorine Residuals in Streams Receiving Sewage Effluent. Water Resources Branch, Document nº 10.

MEO Ontario (1978b). Extent, Magnitude and Decay Rates of Total Residual Chlorine in Sewage Effluent Receiving Streams. Chlorination Committee Technical. Rapport nº 2.

MEO Ontario (1979). Aqueous Chlorination of Biphenol - Possibility for PCB's Production in Sewage Treatment Plants. Rapport nº OTC 7901.

MEO Ontario (1980a). Proposed Policy on the Disinfection of WPCP Effluents in Ontario. Ébauche nº 3.

MEO Ontario (1980b). Yersinia enterocolitica in Recreational Lakes and Sewage Systems. Laboratory Services Branch, Lakeshore Capacity Study.

Osment, L.S. (1976). Update: Seabather's Eruption and Swimmer's Itch. Curr. Top. Radiat. Res., Vol. 18, p. 545.

Oswald, W.J., Golucke, C.G. et Tyler, R.W. (1967). Integrated Pond Systems for Subdivisions. Jour. Water Poll. Control Fed., Vol. 39(8), pp. 1289-1304.

Palazzo, A.J. (1976). The Effects of Wastewater Application on the Growth and Chemical Composition of Forages. Cold Regions Research and Engineering Laboratory, Hanover, N.H. CRREL Rapport 76-39.

Palin, A.T. (1957). Determination of Free Chlorine and Combined in Water by the Use of Diethyl-p-phenylene Diamine. Journal AWWA, Vol. 49, p. 873.

Parker, C.D. (1962). Microbiological Aspects of Lagoon Treatment. Jour. Water Poll. Control Fed., Vol. 34(2), pp. 149-161.

Parsons, D. et coll. (1975). Health Aspects of Sewage Effluent Irrigation. Pollution Control Branch, British Columbia Department of Lands, Forests and Water Resources.

Pierce, R.C. (1978). Chloration en milieux aqueux de composés organiques: réactivité chimique et effets sur l'état de l'environnement. Comité associé du C.N.R.C. sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches du Canada, C.N.R.C. nº 16451.

Pike, M.C. (1980). Epidemiological Methods for Determining Human Cancer Risks from Exposure to Chlorination By-Products. Water Chlorination Environmental Impact and Health Effects, Vol. 3. R.L. Jolley, W.A. Brungs and B.C. Cumming, Eds., Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan.

Pipes, W.O. (Ed.) (1978). Water Quality and Health Significance of Bacterial Indicators of Pollution. Compte rendu de l'atelier parrainé par la Drexel University and National Science Foundation, Philadelphia, Pennsylvania.

Plotkin, S.A. et Katz, M. (1966). Minimal Infective Doses of Viruses for Man by the Oral Route. Transmission of Viruses by the Water Route. G. Berg, Ed., John Wiley and Sons, New York, N.Y.

Pluarg (1978). Environmental Management Strategy for the Great Lakes System. Commission mixte internationale.

Prestwood, A.K. (1980). Disease Transmission by Wild Animals from Sludge-Amended Land. Sludge-Health Risks of Land Application. G. Bitton et al., Eds., Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan.

Roberts, M.H., Jr. (1978). Effects of Chlorinated Sea Water on Decapod Crustaceans. Water Chlorination Environmental Impact and Health Effects, Vol. 2. R.L. Jolley, H. Gorchev and D.H. Hamilton, Jr., Eds. Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan.

Roberts, M.H. Jr. et coll. (1975). Acute Toxicity of Chlorine to Selected Estuarine Species. Journal Fisheries Research Board Canada, Vol. 32, pp. 2525-2528.

Rook, J.J. (1974). Formation of Haloforms During Chlorination of Natural Waters. Journal Society of Water Treat. Exam. Vol. 23, pp. 234-243.

Rook, J.J. (1976). Haloforms in Drinking Water. Journal AWWA. Vol. 68, pp. 168-172.

Roseboom, D. et Richey, D. (1977). Acute Toxicity of Residual Chlorine and Ammonia to Some Native Illinois Fishes. Illinois Dept. of Registration and Education, Rapport de recherche n° 85.

Rosenberg, M.L. et coll. (1976). Shigellosis from Swimming. Journal A.M.A., Vol. 236, p. 1849.

Rosenthal, S.G., Bernhardt, H.E. et Phillips, J.A. (1974). Aeromonas hydrophila Wound Infection. Plast. Reconstr. Surg., Vol. 53, p. 77.

Sack, R.B. (1975). Human Diarrheal Disease Caused by Enterotoxigenic Escherichia coli. Ann. Rev. Microbiol., Vol. 39, pp. 333-353.

Sattar, S.A. et Westward, J.C.N. (1976). Examination of Recreational Waters, Sewage and Effluent for Human Pathogenic Viruses 1974-1976. Centre canadien d'étude sur les eaux, Environnement Canada, rapport inédit.

Scarce, L.E. et coll. (1964). Survival of Indicator Bacteria in Receiving Waters Under Various Conditions. The University of Michigan, Great Lakes Division, Rapport de recherche n° 11.

Schaub, S.A. et Sorber, C.A. (1977). Virus and Bacterial Removal From Wastewater by Rapid Infiltration Through Soil. Applied Environmental Microbiology, Vol. 33, p. 609.

Scheible, O.K. et coll. (1978). Field Scale Evaluation of Ultraviolet Disinfection. Proc. Nat. Sym. on Prog. in Wastewater Dis. Tech. EPA 600/9-79-618.

Schiemann, D.A., Brodsky, M.H. et Ciebin, B.W. (1978). Salmonella and Bacterial Indicators in Ozonated and Chlorine Dioxide-Disinfected Effluent. Journal WPCF, Vol. 50, nº 1, pp. 158-162.

Schneider, M.J. et coll. (1975). Aquatic Physiology of Thermal and Chemical Discharges. Environmental Effects of Cooling Systems at Nuclear Power Plants, International Atomic Energy Agency, Vienne IAEA-SM-187/15.

Scott, G.I. et coll. (1980). Physiological Effects of Chlorine-Produced Oxidants and Uptake of Chlorination By-Products in the American Oyster, Crassostrea virginica. Water Chlorination Environmental Impact and Health Effects, Vol. 3. R.L. Jolley, W.A. Brungs and R.B. Cumming, Eds., Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan.

Seegart, G.L. et Brooks, A.S. (1978). The Effects of Intermittent Chlorination on Coho Salmon, Alewife, Spottail Shiner and Rainbow Smelt. Trans. Am. Fish. Soc., Vol. 197, pp. 346-353.

Seegart, G.L. et coll. (1979). The Effects of Monochloramine on Selected Riverine Fishes. Trans. Am. Fish Soc., Vol. 198, pp. 88-96.

Sepp, E. (1971). The Use of Sewage for Irrigation: A Literature Review. California State Dept. of Public Health, Bureau of Sanitary Engineering, Sacramento, Ca.

Servizi, J.A. (1979). Impact of Chlorination on Aquatic Life. Water and Wastewater Principles and Practices. BCWWA Seminar, Bayshore Inn, Vancouver.

Servizi, J.A. et Martens, D.W. (1974). Preliminary Survey of Toxicity of Chlorinated Sewage to Sockeye and Pink Salmon. International Pacific Salmon Fisheries Commission, New Westminster, C.-B. Rapport provisoire nº 30.

Severin, B.F. (1980). Disinfection of Municipal Wastewater Effluents with Ultraviolet Light. Journal WPCF, Vol. 52, nº 7, pp. 2007-2018.

Shaw, D.R. et Cabelli, V.J. (1980). R-Plasmid Transfer Frequencies from Environmental Isolated of Escherichia coli to Laboratory and Fecal Strains. Appl. Envir. Microbiol., Vol. 40(4), p. 756.

Shindala, A. et Mahlock, J.L. (1974). Evaluation of Three Waste Stabilization Ponds in Series. Water and Sewage Works, Vol. 121(3), pp. 57-58.

Shumway, D.L. et Palensky, J.R. (1973). Impairment of the Flavour of Fish by Water Pollutant. U.S. NTIS PB-221-480.

Shuval, H.I., Cohen, J. et Kolodney, R. (1973). Regrowth of Coliforms and Fecal Coliforms in Chlorinated Wastewater Effluent. Water Research, Vol. 7, pp. 537-546.

Shuval, H.I. et Fattal, B. (1980). Epidemiological Study of Wastewater Irrigation in Kibbutzim in Israel. Wastewater Aerosols and Disease, EPA 600/9-80-028.

Sidle, R.C. et coll. (1976). Heavy Metals Application and Plant Uptake in a Land Disposal System for Wastewater. Journal Env. Quality, Vol. 5(1), pp. 97-102.

Sievers, R.E. et coll. (1978). Generation of Volatile Organic Compounds from Nonvolatile Precursors in Water by Treatment with Chlorine or Ozone. Water Chlorination Environmental Impact and Health Effects, Vol. 2. R.L. Jolley, H. Gorchev and D.H. Hamilton, Jr., Eds., Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan.

Silvey, J.K.G., Abshire, R.L. et Nunez, W.J. III (1974). Bacteriology of Chlorinated and Unchlorinated Wastewater Effluents. Journal W.P.C.F., Vol. 46, nº 9, pp. 2153-2162.

Smith, D.W. et Gerard, R. (1981). Mixing and Micro-organism Survival in the Slave River, N.W.T., Proceedings, The Northern Community, A Search for A Quality Environment. American Society of Civil Engineers, New York, pp. 447-470.

Smith, R.J. et Twedt, R.M. (1971). Natural Relationships of Indicator and Pathogenic Bacteria in Stream Waters. Journal WPCF, Vol. 43, nº 11, pp. 2200-2209.

Smith, R.J., Twedt, R.M. et Flanigan, L.K. (1973). Relationships of Indicator and Pathogenic Bacteria in Stream Waters. Journal WPCF, Vol. 45, nº 8, pp. 1736-1745.

Snoeyink, V.L. et Suidan, M.T. (1975). Dechlorination by Activated Carbon and Other Reducing Agents. Disinfection Water and Wastewater. J.D. Johnson, Ed., Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan.

Sopper, W.E. (1973). Crop Selection and Management Alternatives - Perennials. Proceedings of the Joint Conference on Recycling Municipal Sludges and Effluents on Land. National Association of State Universities and Land-Grant Colleges. Washington, D.C.

Sopper, W.E. et Kardos, L.T. (1973). Vegetation Responses to Irrigation with Treated Municipal Wastewater. Recycling Treated Municipal Wastewater and Sludge Through Forest and Cropland. W.E. Sopper and L.T. Kardos, Eds., The Pennsylvania State University Press.

Sorber, C.A. et Guter, K.J. (1975). Health and Hygiene Aspects of Spray Irrigation. American Journal of Public Health, Vol. 65, nº 1, pp. 47-52.

Sprague, J.B. et Drury, D.E. (1969). Advoidance Reactions of Salmonid Fish to Representative Pollutants. Advances in Water Pollution Research, pp. 169-184.

Sproul, O.J. (1977). Effectiveness of Water and Wastewater Treatment Processes in Virus Removal and Inactivation. Viruses in the Environment and Their Potential Hazards, M.S. Mahdy and B.J. Dutka, Eds., Centre canadien d'étude sur les eaux intérieures et EPA Grosse Ile Lab.

Statistique Canada (1977). Caustic Soda and Chlorine-Annual. Service Bulletin: Division des produits chimiques, des industries manufacturières et primaires, Vol. 3, nº 9.

Stevens, A.A. et coll. (1978). Chlorination of Organics in Drinking Water. Water Chlorination Environmental Impact and Health Effects, Vol. 1, p. 105. R.L. Jolley, Ed., Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan.

Stevenson, A.H. (1953). Studies of Bathing Water Quality and Health. American Journal of Public Health, Vol. 43, p. 529.

Thatcher, T.M. et coll. (1976). Bioassays on the Combined Effects of Chlorine, Heavy Metals and Temperature on Fishes and Fish Food Organisms, Part I. Effects of Chlorine and Temperature on Juvenile Brook Trout. Bull. Environ. Contam. Toxicol., Vol. 15, pp. 40-48.

Thatcher, T.O. (1978). The Relative Sensitivity of Pacific Northwest Fishes and Invertebrates to Chlorinated Seawater. Water Chlorination Environmental Impact and Health Effects, Vol. 2. R.J. Jolley, H. Gorchev and D.H. Hamilton, Jr., Eds., Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan.

Thayer, T.A. et coll. (1978). Chlorine Toxicity in Marine Ecosystems. Envirosphere Co., New York, N.Y.

Thomas, P. et coll. (1980). Comparison of the Toxicities of Monochloramine and Dechloramine to Rainbow Trout, Salmo gairdneri, under various time conditions. Water Chlorination Environmental Impact and Health Effects, Vol. 3. R.L. Jolley, W.A. Brungs and R.B. Cumming, Eds., Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan.

Toma, S. (1973). Survey on the Incidence of Yersinia enterocolitica in the Province of Ontario. Can. J. Public Health, Vol. 64(5), pp. 477-487.

Toma, S. et coll. (1972). Yersinia enterocolitica Infection: Report of Two Cases. Can. J. Public Health, Vol. 63(5), pp. 433-436.

Tonelli, F.A. et Ho, K.W.A. (1979). Primary Effluent Disinfection by Chlorine at Ontario WPCP's. Exposé de principe sur la Disinfection of Sewage Plant Effluents, Part IV. Wastewater Technology Section, Pollution Control Branch, MEO Ontario.

Trabalka, J.R. et Burch, M.B. (1978). Investigations of the Effects of Halogenated Organic Compounds Produced in Cooling Systems and Process Effluents on Aquatic Organisms. Water Chlorination Environmental Impact and Health Effects, Vol. 2. R.L. Jolley, H. Gorchev and D.H. Hamilton, Jr., Eds., Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan.

Trabalka, J.R. et coll. (1980). Effects on Carp Embryos (Cyprinus carpio) and Daphnia pulex of Chlorinated Organic Compounds Produced During Control of Fouling Organisms. Water Chlorination Environmental Impact and Health Effects, Vol. 3. R.L. Jolley, W.A. Brungs and R.B. Cumming, Eds., Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan.

Tsai, C. (1971). Water Quality and Fish Life Below Sewage Outfalls. Rapport provisoire, Natural Resources Institute, University of Maryland, College Park.

Tsai, C. (1973). Water Quality and Fish Life Below Sewage Outfalls. Trans. Am. Fish. Soc., Vol. 102, p. 281.

Tsai, C. et Fava, J.A. Jr. (1975). Chlorinated Sewage Effluents and Avoidance Reaction of Stream Fish. University of Maryland, College Park. Rapport technique n° 35.

Turner, A. et Thayer, T.A. (1980). Chlorine Toxicity in Aquatic Ecosystems. Water Chlorination Environmental Impact and Health Effects, Vol. 3. R.L. Jolley, W.A. Brungs and R.B. Cumming, Eds., Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan.

Turner, H.J. et coll. (1948). Chlorine and Sodium Pentachlorophenate as Fouling Preventatives in Seawater Conduits. Industrial Engineering Chemistry, Vol. 40, pp. 450-453.

Vanderpost, J.M. et Bell, J.B. (1977). Bacteriological Investigation of Alberta Meat-Packing Plant Wastes with Emphasis on Salmonella Isolation. Applied and Environmental Microbiology, Vol. 33, n° 3, pp. 538-545.

Vaughn, J. et coll. (1978). A Survey of Human Virus Occurrence in Wastewater Recharged Groundwater on Long Island. Applied Environmental Microbiology, Vol. 36, p. 47.

Vaughn, J. et Landry, E.F. (1977). Data Report: An Assessment of the Occurrence of Human Viruses in Long Island Aquatic Systems. Department of Energy and Environment, Brookhaven National Laboratory, Upton, N.Y.

Vaughn, J. et Landry, E.F. (1978a). The Occurrence of Human Enteroviruses in a Long Island Groundwater Aquifer Recharged with Tertiary Wastewater Effluents. State of Knowledge in Land Treatment of Wastewater; U.S. Government Printing Office, Vol. 2, pp. 233-243.

Venosa, A.D. et coll. (1978). Comparative Efficiencies of Ozone Utilization and Microorganism Reduction in Different Ozone Contactors. Compte rendu du National Symposium on Progress in Wastewater Disinfection Technology, EPA-600/9-79-018.

Verber, J.L. (1972). Shelfish Borne Disease Outbreaks. U.S. Food and Drug Admin., Davisville, R.I.

Ward, R.N. et coll. (1976). Disinfection Efficiency and Residual Toxicity of Several Wastewater Disinfectants, Vol. 1, Grandville, Michigan, EPA-600/2-76-156.

Water Pollution Control Federation (1976). Chlorination of Wastewater. Manual of Practice, n° 4 WPCF, Washington, D.C.

Waugh, G.D. (1964). Observations on the Effects of Chlorine on the Larvae of Oysters, Ostrea edulis L., and Barnacles, Eliminius modestus Darwin. Ann. Appl. Biol., Bol. 54, pp. 423-440.

Wellings, F.M. et coll. (1975). Demonstration of Virus in Groundwater After Effluent Discharge Into Soil. Applied Microbiology, Vol. 29(6), p. 751.

Wellings, F.M. et coll. (1974). Virus Survival Following Wastewater Spray Irrigation of Sandy Soils. Virus Survival in Water and Wastewater Systems. J.F. Malina and B.J. Sagik, Eds., University of Texas at Austin.

White, G.C. (1972). Handbook of Chlorination for Potable Water, Wastewater, Cooling Water, Industrial Processes and Swimming Pools. Van Nostrand Reinhold Co., pp. 744.

White, G.C. (1974). Disinfection Practices in the San Francisco Bay Area. Journal WPCF, Vol. 45, pp. 89-96.

White, G.C. (1978). Disinfection of Wastewater and Water for Reuse. Van Nostrand Reinhold Environmental Engineering Series, Van Nostrand Reinhold Co., Toronto. pp. 1-39.

Wilkings, J.R. III, Reiches, N.A. et Krusé, C.W. (1979). Organic Chemical Contaminants in Drinking Water and Cancer. American Journal of Epidemiology, Vol. 110, nº 4, pp. 420-448.

Wolf, H.W. et coll. (1978). Utility of UV Disinfection of Secondary Effluent. Compte rendu du National Symposium on Progress in Wastewater Disinfection Technology. EPA-600/9-79-108.

Wood, H.W. et coll. (1973). Effects of Spray Irrigation of Forests with Chlorinated Sewage Effluent on Deer and Rabbits. Recycling Treated Municipal Wastewater and Sludge Through Forest and Cropland. W.E. Sopper and L.T. Kardos, Eds., the Pennsylvania State University Press.

Organisation mondiale de la Santé (1973). La réutilisation des effluents: méthode de traitement des eaux usées et mesures de protection sanitaire. Série de rapports techniques nº 517. OMS, Genève, Suisse.

Yeager, J.G. (1980). Risk to Animal Health from Pathogens in Municipal Sludge. Sludge-Health Risks of Land Application. G. Bitton and coll., Eds., Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan.

Zanoni, A.E. et coll. (1978). An In situ Determination of the Disappearance of Coliforms in Lake Michigan. Journal WPCF, pp. 321-330.

Zimmerman, P.W. et Berg, R.O. (1933). Effects of Chlorinated Water and Land Plants, Aquatic Plants and Goldfish. Journal of the American Water Works Association, Vol. 28, nº 6, p. 814.